

МІНІСТЕРСТВО ОСВІТИ І НАУКИ УКРАЇНИ
НАЦІОНАЛЬНИЙ ТЕХНІЧНИЙ УНІВЕРСИТЕТ УКРАЇНИ
«КИЇВСЬКИЙ ПОЛІТЕХНІЧНИЙ ІНСТИТУТ імені ІГОРЯ СІКОРСЬКОГО»

МІНІСТЕРСТВО РЕГІОНАЛЬНОГО РОЗВИТКУ, БУДІВНИЦТВА ТА
ЖИТЛОВО-КОМУНАЛЬНОГО ГОСПОДАРСТВА УКРАЇНИ
Державне підприємство «Науково-дослідний та конструкторсько-
технологічний інститут міського господарства»

МІНІСТЕРСТВО ОСВІТИ І НАУКИ УКРАЇНИ
НАЦІОНАЛЬНИЙ ТЕХНІЧНИЙ УНІВЕРСИТЕТ УКРАЇНИ
«КИЇВСЬКИЙ ПОЛІТЕХНІЧНИЙ ІНСТИТУТ імені ІГОРЯ СІКОРСЬКОГО»

Кваліфікаційна наукова
праця на правах рукопису

КРАВЧЕНКО ОЛЕКСАНДР ВАЛЕРІЙОВИЧ

УДК 628.16:579.63+628.4:579.63

ДИСЕРТАЦІЯ

**Біотехнологічні засади підвищення енергоресурсоефективності та
екологічної безпеки процесів на об'єктах комунальної інфраструктури**

03.00.20 – біотехнологія

Подається на здобуття наукового ступеня доктора технічних наук

Дисертація містить результати власних досліджень. Використання ідей,
результатів і текстів інших авторів мають посилання на відповідне джерело

_____ О.В. Кравченко

Науковий консультант: Кузьмінський Євген Васильович, доктор хімічних
наук, професор

Київ 2018

АНОТАЦІЯ

Кравченко О.В. Біотехнологічні засади підвищення енергоресурсоефективності та екологічної безпеки процесів на об'єктах комунальної інфраструктури. - Кваліфікаційна наукова праця на правах рукопису.

Дисертація на здобуття наукового ступеня доктора технічних наук за спеціальністю 03.00.20 – біотехнологія. – Національний технічний університет України «Київський політехнічний інститут імені Ігоря Сікорського» імені ІГОРЯ СІКОРСЬКОГО», Київ, 2018.

Дисертація присвячена науковому обґрунтуванню нових енергоресурсоефективних й екологічних біотехнологій для інтенсифікації процесів підготовки питної води та утилізації твердих побутових відходів на об'єктах комунальної інфраструктури.

Розглянуто сучасний стан та основні проблеми комунального господарства в Україні, зокрема у сферах водопостачання та поводження з ТПВ. Показано необхідність, а отже і актуальність, розробки методів інтенсифікації технологічних процесів у комунальній інфраструктурі населених пунктів, направлених на скорочення витрат матеріальних, енергетичних та інших ресурсів, що може досягатися шляхом більш широкого використання підходів і методів біотехнології.

Підземні води з підвищеним стосовно нормативних вимог вмістом заліза і мангану широко залучені до систем централізованого питного водопостачання майже по всій території України. Для кондиціювання таких вод запропоновані чисельні методи знезалізнення і деманганації, які різняться за ступенем технологічної надійності, економічності, простоти експлуатації тощо. Зазвичай ці технології передбачають окиснення сполук заліза і мангану з подальшим відділенням утвореного осаду на фільтрах. Як окисники зазвичай використовуються кисень, озон, хлоровмісні сполуки, а для завантаження фільтрів - кварцовий пісок, цеоліт, керамзит тощо.

У практиці водопідготовки для очищення води від сполук заліза найчастіше застосовується так званий метод «спрощеної аерації», який полягає в окисненні заліза (II) киснем повітря за рахунок попередньої аерації води з наступним фільтруванням на швидких фільтрах.

Технологія видалення з води сполук мангану є набагато складнішою, оскільки на відміну від заліза для його окиснення до нерозчинної форми діоксиду потрібні більш потужні, ніж кисень повітря або хлор, окисники. Крім того, манган у вигляді діоксиду перебуває у проміжній валентності, тобто для його осадження необхідні певні умови. На станціях водоочищення технології деманганації, зазвичай, реалізуються на спеціально модифікованих матеріалах, які потребують періодичної регенерації, що призводить до значного удорожчання процесу очищення. Хоча існують деякі роботи стосовно можливості окиснення мангану під дією мікроорганізмів, але найчастіше вони мають дослідницьку мету і у практиці водопостачання як України, так і інших країн світу подібні технології практично не застосовуються.

Отже, незважаючи на існування чисельних технологій знезалізнення і деманганації, процеси, які перебігають під час вилучення зводи заліза і мангану, досі залишаються недостатньо вивченими.

Невирішеною є й проблема видалення сполук амонію, які потрапляють у воду внаслідок метаболічних процесів, сільськогосподарської та тваринницької діяльності, а також дезінфекції із застосуванням хлорамонізації. Найприйнятнішою серед існуючих технологій вважається біологічна нітрифікація, але вона реалізується у спеціальних спорудах - біореакторах, що суттєво звужує можливість її застосування в умовах водоочисних станцій. Крім того за результатами досліджень з'ясовано, що хоча процеси у швидких фільтрах деамонізації, безумовно, схожі з процесами нітри- денітрифікації, які відбуваються при очищенні стічних вод, можливість їх інтенсифікації методами біотехнології вивчена недостатньо.

Ключова проблема сучасного стану поводження з ТПВ в Україні полягає в існуванні чисельних полігонів (а подекуди – і стихійних звалищ), до яких відходи потрапляють без будь-якого попереднього сортування, не зважаючи на законодавчо встановлену заборону розміщення об'єктів з несорттованими відходами.

Саме на вирішення означених вище проблем була спрямована дана дисертаційна робота.

За результатами початкових досліджень було доведено, що при фільтруванні води з високим вмістом заліза співвідношення між концентрацією розчиненого кисню та кількістю видаленого заліза постійно відрізнялось не тільки від стехіометричного значення - 0,143 мг/мг, але й від зазвичай рекомендованого для технології знезалізнення - 0,6-0,7 мг/мг, що вказувало на наявність біологічного фактору процесу очищення. Крім того, роль мікроорганізмів у вказаному процесі була експериментально підтверджена шляхом вимірювання протягом фільтрування величини загального мікробного числа, яке корелювало з ефективністю процесу знезалізнення. Підтвердження зробленого припущення було одержано в результаті проведення експериментів з застосуванням окисників, зокрема кисню повітря та гіпохлориту натрію. При фільтруванні води з гіпохлоритом натрію через його дезінфікуючі властивості мали місця лише фізико-хімічні процеси (автокаталітичне окислення і затримання за рахунок адгезії) і ефективність очищення була нижчою у порівнянні із киснем. При використанні кисню паралельно перебігали як фізико-хімічні, так і біологічні процеси, і їх сумарна ефективність виявилась більшою. Тобто одержані результати не тільки підтвердили впливову роль мікроорганізмів у процесі знезалізнення/деманганації, але й показали можливість практичного застосування методів біотехнології для підвищення ефективності очищення води від заліза та мангану.

Для ретельного вивчення біологічного агента експериментальним шляхом було визначено, що у завантаженні працюючих швидких фільтрів знезалізнення серед мікроорганізмів, які беруть участь у процесах видалення з води сполук заліза та мангану, основним є мікроценоз із 10 культур залізо- та манганоокиснюючих бактерій. Оцінка морфології одержаних культур, яку було здійснено за розробленою під час досліджень схемою, дозволила віднести їх до родів *Siderocapsa*, *Leptothrix*, *Sphaerotillus*, *Galionella*, *Metallogenium*, *Hyphomicrobium*.

Отримання біологічного агента обумовило можливість біотехнологічної інтенсифікації технології знезалізнення/деманганації шляхом внесення у фільтруюче завантаження інокуляту мікроорганізмів. Для практичної реалізації цього процесу, насамперед, було вивчено технологічні особливості біотехнологічного процесу та встановлено ефективність впливу різних культур мікроорганізмів. За результати експериментів переважну роль у процесах видалення заліза та мангану відігравали мікроорганізми родів *Leptothrix*, *Sphaerotillus*, *Metallogenium* та *Siderocapsa*.

Для підвищення активності біологічного агента у процесі деманганації, видалені раніше культури рр. *Leptotrix* та *Sphaerotilus* були оброблені відомими мутагенами (УФ-опроміненням і HNO_2), що дозволило отримати мутантні культури залізобактерій вказаних родів. Найбільш ефективними серед них виявились культури γ р. *Leptotrix* та β р. *Sphaerotillus*, застосування яких у співвідношенні приблизно 1:1 сприяло високій ефективності видалення мангану (до 98 %).

Для можливості практичного застосування біотехнологічної схеми очищення було вирішено ряд технологічних та технічних задач, в тому числі: розроблено способи перенесення інокуляту у завантаження фільтрів, підібраний найбільш придатний для вказаних цілей фільтруючий матеріал – природний цеоліт (кліноптилоліт), відпрацьовано технологічні параметри

фільтрувального процесу, промивки та знезараження фільтруючого завантаження.

Розроблено дві технологічні схеми реалізації процесів знезалізнення/деманганації з використанням природних або селектованих культур мікроорганізмів та їх апаратурне оформлення; удосконалено конструкції швидких фільтрів.

За результатами досліджень визначено, що при застосуванні запропонованої біотехнології можна досягти ефективності очищення води за залізом та манганом: з природними культурами на рівні 94-99 % та 71-87 % відповідно; з мутантними культурами – 98-99 % та 94-97 % відповідно.

Під час дослідження процесу деамонізації було встановлено, що природний режим формування у фільтруючому завантаженні мікрофлори з навколишнього середовища відбувається досить повільно і потребує тривалого часу (16-17 діб), впродовж якого фільтри фактично працюють «на себе», через неможливість забезпечити належної глибини очищення води від амонію. Крім того, під час фільтрування не виключені випадки можливої зміни складу мікроценозу у завантаженні, що потребує зупинки фільтра, дезінфекції фільтруючого матеріалу і повторного нарощування мікроорганізмів. Вирішення означеної проблеми можливо шляхом штучного заповнення біофільтрів нітрифікуючою мікрофлорою, що дозволить зробити процес деамонізації більш керованим і передбачуваним.

Через конструктивні особливості швидких фільтрів, кисень може подаватися лише на вході споруди і його концентрація протягом фільтрування зменшується згори до низу фільтра. Для перебігу денітрифікації необхідні мікроаерофільні умови. Якщо концентрація кисню достатньо висока (6 мг/дм^3 і більше), то кількість мікроаерофільних і анаеробних зон у фільтрі дуже мала, і процеси денітрифікації практично відсутні. При зменшенні у вихідній воді концентрації кисню кількість вказаних зон збільшується, що призводить до активізації денітрифікації. Але

при значному скороченні вмісту кисню (нижче 4 мг/дм³) починає різко знижуватись ефективність нітрифікації, а отже і видалення сполук амонію.

За результатами досліджень щодо видового складу мікроорганізмів та їх розподіленням за висотою фільтруючого завантаження було експериментально встановлено, що процес нітрифікації відбувається переважно у верхній (насиченій киснем) частині фільтра, а біологічним агентом для нього є мікроценоз, в якому превалюють представники бактерії родів *Nitrosomonas* і *Nitrobacter*. У нижній (збідненій киснем) частині фільтра відбувається процес денітрифікації, основним біологічним агентом якого є *Thiobacillus denitrificans*.

Вивчення розподілення кількісного складу мікроценозу за висотою фільтра засвідчило поступове зменшення у шарі завантаження кількості нітрифікаторів, а також появу і повільне збільшення вмісту денітрифікаторів у напрямку зверху донизу. Причому такий напрям змін у складі мікрофлори співпадав зі зменшенням вмісту розчиненого кисню, що вказувало на його визначальну роль для формування мікроценозу і перебігу процесів нітри-денітрифікації. За результатами досліджень було встановлено, що оптимальною дозою кисню у воді, яка подається на фільтрування, для одночасної реалізації процесів нітрифікації та денітрифікації можна вважати - 5,5 мг/дм³.

Встановлення основних закономірностей цих процесів та отримання ряду експериментальних даних дозволило розробити статистичну математичну модель другого порядку для опису залежності оптимальної дози кисню та співвідношення між зонами нітри- та денітрифікації, реалізовану у вигляді комп'ютерної програми на мові Swift 4.0. Оцінка адекватності моделі виявила, що рівень розбіжності між розрахунковими та експериментальними даними не перевищує 6 %, тобто є значно меншим величини, допустимої для інженерних розрахунків.

На підставі результатів проведених досліджень з використанням створеної моделі розроблено технологію інтенсифікації роботи біофільтрів для видалення амонію. Принцип запропонованого методу полягає у попередній підготовці необхідної кількості інокуляту нітри- та денітрифікуючих мікроорганізмів з їх наступним перенесенням у попередньо знезаражене завантаження фільтрів. Технологічна схема включає наступні стадії:

- приготування 3-х інокулятів рр. *Thiobacillus*, *Nitrosamonas* та *Nitrobacter* у розрахованій за програмою кількості.;
- подача інокуляту 1 у нижню частину фільтра, де він залишається протягом 80-90 хв.;
- подача суміші інокулятів 2 та 3, попередньо насичених киснем повітря, у фільтр, де вона залишається протягом 80-90 хв., при цьому інокулят 1 також знаходиться у фільтрі;
- відведення з фільтру інокулятів у систему обробки промивних вод.

Розроблена технологія дозволяє скоротити час пуску фільтрів в експлуатацію з 16-18 до 2 діб та зменшити необхідну кількість резервного обладнання.

У дослідженнях, що стосувались проблеми поводження з ТПВ, насамперед було визначено взаємозв'язок між їх морфологічним складом та утвореними в них мікроценозами, з цією метою у несортваному та сортваному на фракції зразках через 10 днів перебування в умовах, створених близькими до реальних на полігоні, було виділено мікроорганізми, визначено їх родову належність та кількісний склад.

За результатами експериментів встановлено, що склад мікроценозів, які утворюються в тілі полігонів, знаходяться у близькій кореляційній залежності з морфологічним складом ТПВ, які перебувають на полігоні. Визначено, що для кожної окремої фракції ТПВ склад мікроценозів виявляється практично незмінним незалежно від полігону. Така особливість

зумовлена тим, що склад органогенних речовин різного ступеня доступності для кожної фракції ТПВ також зазвичай залишається постійним.

Враховуючи значну складність дослідження стану реальних полігонів ТПВ, було створено математичну модель для можливості імітації вірогідних біологічних процесів у тілі полігону та прогнозування складу утворюваних при цьому мікроценозів. З урахуванням сказаного, віднайдений спосіб розрахунку кількості нутрієнтів в кожній одиниці об'єму полігону із застосуванням для математичного опису процесів моделі активного мулу - IAWQ ASM-2.

Розроблено модель, основні алгоритми, класову структуру та програмний комплекс, який забезпечує моделювання оптимального складу мікроценозів полігонів ТПВ. Погрішність моделі не перевищувала 15 %, що забезпечує можливість її використання для інженерних розрахунків.

Розроблено технологічну схему для реалізації методу створення біологічних препаратів, близьких за складом до природних мікроценозів полігонів ТПВ. Оцінка ефективності запропонованої технології, яку було здійснено лабораторним шляхом на зразках ТПВ, показала, що застосування препарату з визначеним моделюванням складом, призводило до більш ефективного накопичення біомаси в шарі ТПВ, а отже прискорювало біодеструкцію і швидкість просідання зразка - на $26,4 \pm 0,2$ %. Отримані позитивні результати підтвердили перспективність застосування біотехнологічних методів для інтенсифікації процесу біодеструкції речовин в тілі полігонів ТПВ під час їх рекультивації.

За результатами здійснених досліджень розроблено методологію застосування біотехнології для інтенсифікації технологічних процесів у комунальній інфраструктурі населених пунктів, яка дозволяє шляхом реалізації послідовних етапів суттєво підвищити ефективність процесів знезалізнення, деманганації, деамонізації у водопостачанні та біодеструкції

органічних сполук на полігонах ТПВ. Оцінку даної методології здійснено на прикладі методу аеробної стабілізації осадів стічних вод.

Ключові слова: біотехнологія, знезалізнення, деманганації, деамонізація, деструкція ТПВ, математична модель, ефективність.

Список публікацій здобувача

1. Розробка методики ідентифікації культур мікроорганізмів, які здатні окислювати сполуки заліза та мангану у природних водах / О.В. Кравченко. *Проблеми водопостачання, водовідведення та гідравліки. Науково-технічний збірник*. Випуск 24. – Київ : КНУБА, 2014. – 296 с. – С. 140 – 145. (Особистий внесок – брав участь у розробці методики, узагальненні результатів та підготовці статті).
2. Роль мікроорганізмів при видаленні із води високих концентрацій заліза на фільтрах з цеолітовим завантаженням / О.В. Кравченко. *Вісник Національного університету водного господарства та природокористування. Збірник наукових праць. Технічні науки*. – 2015. – № 1 (69) – С. 58 – 65. (Особистий внесок – брав участь в плануванні експерименту, узагальненні результатів та підготовці статті).
3. Дослідження біоценозів завантаження фільтрів знезалізнення та деманганації та методика заселення ними цеоліту / О.В. Кравченко. *Східно-Європейський журнал передових технологій*. – 2015. – № 5/6 (77) – С. 39 – 42. DOI: 10.15587/1729-4061.2015.51056. (Особистий внесок – брав участь в плануванні експерименту, узагальненні результатів та підготовці статті).
4. Отримання високопродуктивних штамів мікроорганізмів для видалення із води сполук заліза та мангану / О.В. Кравченко. *Комунальне господарство міст. Серія: Технічні науки та архітектура*. – 2015. - № 123. – С. 85 – 91. (Особистий внесок – брав участь в плануванні експерименту, узагальненні результатів та підготовці статті).

5. Розробка методу інокуляції залізо- та манганредуючих організмів з оцінкою ефективності подальшого видалення цих забрудників / О.В. Кравченко. *Вісник Одеської державної академії будівництва та архітектури*. – 2015. - № 59. – С. 70 – 76. (Особистий внесок – брав участь в плануванні експерименту, узагальненні результатів та підготовці статті).
6. Дослідження співвідношення залізо- та манганоокиснюючих бактерій у природних біоценозах та їх вплив на ефективність очищення води від цих елементів / О.В. Кравченко. *Вісник Національного університету водного господарства та природокористування. Збірник наукових праць. Технічні науки*. – 2015. – № 4 (72) – С. 310-320. (Особистий внесок – брав участь в плануванні експерименту, узагальненні результатів та підготовці статті).
7. Визначення технологічних режимів промивки завантаження фільтрів знезалізнення та деманганації / О.В. Кравченко. *Вісник Інженерної академії України*. – 2015. – № 4 – С. 180 – 186. (Особистий внесок – брав участь в плануванні експерименту, узагальненні результатів та підготовці статті).
8. Role of Biological Processes during Manganese Removal from Underground Water / O. Kravchenko. *«EUREKA: Physical Sciences and Engineering»*. – 2016. – № 1 – С. 61 – 66. (Особистий внесок – брав участь в плануванні експерименту, узагальненні результатів та підготовці статті).
9. Оцінка ролі біологічних процесів у традиційних методах знезалізнення та деманганації води / О.В. Кравченко, О.С. Панченко, О.В. Кравченко. *Вісник Національного університету «Львівська політехніка». Серія: Хімія, технологія речовин та їх застосування* – 2016. - № 841. – С. 20 – 25. (Особистий внесок – брав участь в плануванні експерименту, узагальненні результатів та підготовці статті).
10. Вплив озону і перекису водню на інтенсифікацію біологічної та фізико-хімічної складових процесу знезалізнення та деманганації води / О.В.

Кравченко. *Наукові вісті Національного технічного університету України «Київський політехнічний інститут»* – 2016. - № 6 (110). – С. 7 – 14 (Особистий внесок – брав участь в плануванні експерименту, узагальненні результатів та підготовці статті).

11. Роль микроорганизмов в очистке воды от соединений железа и марганца в плотном слое сорбента-катализатора [Текст] / А. В. Кравченко, Н. Н. Чернова, Е. С. Панченко и др. *Химия и технология воды*. — 2016. — Т. 38, № 5 (253). — С. 531-541. (Особистий внесок – брав участь в плануванні експерименту, узагальненні результатів та підготовці статті).
12. Застосування окисників для інтенсифікації біологічної складової процесів знезалізнення і деманганзації води / О.В. Кравченко. *Наукові вісті Національного технічного університету України «Київський політехнічний інститут»* – 2016. - № 3. – С. 42 – 47. (Особистий внесок – брав участь в плануванні експерименту, узагальненні результатів та підготовці статті).
13. Біотехнологічні підходи для інтенсифікації видалення амонію при підготовці питної води/ О.В. Кравченко, О.С. Панченко. *Наукові вісті Національного технічного університету України «Київський політехнічний інститут»*. – 2017. - № 3 (110). – С. 34 – 40. (Особистий внесок – брав участь в плануванні експерименту, узагальненні результатів та підготовці статті).
14. Оцінка ефективності застосування завантажень при біотехнологічно інтенсифікованому процесі знезалізнення та деманганзації води на швидких фільтрах / О.В. Кравченко, О.С. Панченко. *Наукові вісті Національного технічного університету України «Київський політехнічний інститут»*. – 2017. – № 6 – С. 14 – 19. DOI: 10.20535/1810-0546.2017.6.111985 (Особистий внесок – брав участь в плануванні експерименту, узагальненні результатів та підготовці статті).
15. Біоінформаційне виявлення продуцентів магнітних наночастинок серед залізо- та манганокисних бактерій / С.В. Горобець, О.В. Кравченко, М.О.

- Булаєвська, О.С. Панченко. *Innovative Biosystems and Bioengineering*, 2018, vol. 2, no. 2, С. 27–35, doi: 10.20535/ibb.2018.2.2.124256. (Особистий внесок – брав участь в плануванні експерименту, узагальненні результатів та підготовці статті).
16. Біологічна нітрифікація-денітрифікація у процесі підготовки питної води: сучасний стан і основні біологічні агенти / О.В. Кравченко, О.С. Панченко, В.В. Мотроненко, Є. Смілянець. *Innovative Biosystems and Bioengineering*. 2018. vol. 2, no. 1, С. 64-70. DOI: 10.20535/ibb.2018.2.1.130346 (Особистий внесок – брав участь в плануванні експерименту, узагальненні результатів та підготовці статті).
 17. Вплив аерації на склад біоценозу та ефективність видалення нітрогеновмісних сполук на швидких фільтрах підготовки питної води / О.В. Кравченко, А.Ю. Галкін, О.С. Панченко. *Наукові вісті Національного технічного університету України «Київський політехнічний інститут»*. – 2018. – № 3 – С. 15 – 22. DOI: 10.20535/1810-0546.2018.3.130461 (Особистий внесок – брав участь в плануванні експерименту, узагальненні результатів та підготовці статті).
 18. Методологічні підходи до біотехнології очищення питної води: методики виділення та ідентифікації залізо- та манганокиснюючих бактерій / О.В. Кравченко, Є.В. Кузьмінський, О.С. Панченко. *«Стандартизація, сертифікація, якість»* - 2018. № 2. – С. 89-93. (Особистий внесок – брав участь в плануванні експерименту, узагальненні результатів та підготовці статті).
 19. Isolation of pure cultures iron- and manganese-oxidizing bacteria from rapid filters / O. Kravchenko, O. Panchenko. *Biotechnologia Acta*. – 2018. – Т. 11, № 2 – С. 78-82. DOI: 10.15407/biotech11.03.078. (Особистий внесок – брав участь в плануванні експерименту, узагальненні результатів та підготовці статті).

20. Вплив морфологічного складу твердих побутових відходів на видову структуру мікробіоценозів, що формуються в тілах полігонів / О.В. Кравченко, І.В. Сатін, Л.В. Шевченко, О.С. Панченко. *Innovative Biosystems and Bioengineering*, 2018, vol. 2, no. 3, С. 203-209, doi: 10.20535/ibb.2018.2.3.146100. (Особистий внесок – брав участь в плануванні експерименту, узагальненні результатів та підготовці статті).
21. Кравченко О.В., Панченко О.С. МПК (2006.01) C02F 1/64. Спосіб знезалізнення та деманганації води: пат. 125641 Україна, № u 2018 02369; заявл. 12.03.2018; опубл. 10.05.2018, Бюл. №9 (Особистий внесок – брав участь в патентному пошуку, проведені експериментальних досліджень та оформленні патенту).
22. Кравченко О.В., Гуцол О.В., Клечак І.Р., Панченко О.С. Використання мікроорганізмів як перспективний спосіб знезалізнення підземних вод. «*Біотехнологія XXI століття*»: Тези доповідей ІХ Всеукраїнської науково-практичної конференції / Національний технічний університет «Київський політехнічний інститут». – Київ, 2015. – С. 149.
23. Кравченко О.В., Панченко О.В. Вплив окисників на протікання процесів фільтрування підземної води із значним вмістом сполук заліза / Кравченко, О. С. // Збірник доповідей Міжнародного конгресу «ЕТЕВК-2015», м. Іллічівськ, 8-12 черв. 2015. - С. 38-44.
24. Кравченко О.В. Дослідження видового складу мікроорганізмів, присутніх у завантаженні фільтру для деманганації води / О.В. Кравченко, О. С. Панченко, О. В. Гуцол // Збірник доповідей Міжнародного конгресу «ЕТЕВК-2015», м. Іллічівськ, 8-12 черв. 2015. - С. 76-79..
25. Кравченко А.В. Оценка физико-химических и биологических процессов при обезжелезивании и демангации воды на фильтрах с цеолитовой загрузкой / А. В. Кравченко, Е.С. Панченко // Збірник доповідей

- Міжнародного конгресу «ЕТЕВК-2017», м. Чорноморськ, 12-16 черв. 2017. - С. 76-81.
26. Кравченко О.В. Сучасні технології видалення амонію з питної води / О.В. Кравченко, О.С. Панченко // Збірник доповідей Міжнародного конгресу «ЕТЕВК-2017», м. Чорноморськ, 12-16 черв. 2017. - С. 82-85.
 27. Гуцол О.В. Озонування з подальшим фільтруванням на цеолітових фільтрх як спосіб видалення заліза і марганцю з підземних вод / О. В. Гуцол, О.В. Кравченко, О.С. Панченко // «Біотехнологія ХХІ століття»: Тези доповідей ХІ Всеукраїнської науково-практичної конференції / Національний технічний університет «Київський політехнічний інститут». – Київ, 21 квітня 2017. – с 112.
 28. Кравченко О.В. Розробка ефективної біотехнології для видалення азотвмісних речовин з питної води / О.В. Кравченко, О.С. Панченко, Є.Я. Смілянець // Матеріали Міжнародної науково-практичної конференції «Природа для води», м. Київ, 22 березня 2018. - С. 146-147.
 29. Хоружий В. П. Навчальний посібник: «Експлуатація систем водопостачання та водовідведення / В. П. Хоружий, О. В. Кравченко. – Київ: КНУБА, 2018. – 203 с. – (КНУБА).

ANNOTATION

Kravchenko O.V. Biotechnological bases to improve energetic and resource effectiveness and environmental safety of municipal infrastructure processes. – Qualification scientific work on the rights of manuscripts.

Dissertation for obtaining the scientific degree of the doctor of technical sciences in the specialty 03.00.20 - biotechnology. - National Technical University of Ukraine "Kyiv Polytechnic Institute after Igor Sikorsky", Kyiv, 2018.

The dissertation is devoted to scientific substantiation of new energy - resource efficient and ecological biotechnologies for intensification of processes of preparation of drinking water and utilization of solid household waste in municipal infrastructure objects.

The current state and main problems of communal services in Ukraine, in particular in the spheres of water supply and waste management, are considered. The necessity and, therefore, relevance, development of methods for intensifying technological processes in the municipal infrastructure of settlements, aimed at reducing the cost of material, energy and other resources, can be achieved through wider use of biotechnology approaches and methods.

Groundwater with increased content of iron and manganese in relation to regulatory requirements is widely involved in drinking water supply systems almost in all the territory of Ukraine. For the conditioning of such waters, numerous methods of decontamination and demagnetization are proposed, which differ in the degree of technological reliability, economy, etc. Typically, these technologies involve the oxidation of iron and manganese compounds, followed by separation of the formed precipitate in the filters. Oxygen, ozone, chlorinated compounds are usually used as oxidants, and quartz sand, zeolite, claydite, etc are used for the loading of filters.

In the practice of water treatment for the purification of water from iron compounds, the so-called method of "simplified aeration" is used, which consists in oxidizing iron (II) with oxygen by means of preliminary aeration of water, followed by filtration on fast filters.

The technology of water removal from manganese compounds is much more complicated, because unlike iron for oxidation to insoluble forms of dioxide requires more powerful oxygen than air or chlorine, oxidants. In addition, manganese in the form of dioxides is in intermediate valence, that is, certain conditions are necessary for its deposition. In practice, water purification technology for demagnetization, as a rule, is implemented on specially modified materials that require periodic regeneration, which leads to a significant increase in the cost of the purification process. Although there are some work on the possibility of oxidation of manganese under the influence of microorganisms, but most often they have a research purpose and practically no such technologies are

practiced in the practice of water supply of both Ukraine and other countries of the world.

Consequently, despite the existence of a number of technologies for decontamination and demaganization, the processes that occur during the removal of iron and manganese constructions are still not sufficiently studied.

The problem of removing ammonium compounds which enter the water due to metabolic processes, agricultural and livestock activities, as well as disinfection with the use of chloramination is unsolved. Biological nitrification is considered the most acceptable among existing technologies, but it is implemented in special structures - bioreactors, which significantly reduces the possibility of its use in conditions of water treatment plants. In addition, according to the results of the research, it has been found that although processes in fast deamonization filters are certainly similar to the processes of nitrientrification, which occur during sewage purification, the possibility of their intensification by biotechnology methods is insufficiently studied.

In the study of the existing filtration technologies for the removal of ammonium salts, it was found that although processes in fast deamonization filters are certainly similar to the processes of nitride-titration, which occur during the purification of sewage, the possibility of their intensification by biotechnology methods is not sufficiently studied.

According to the results of the analysis of the current state of the problem of solid waste management in Ukraine, a key problem was found in the existence of numerous landfills (and sometimes also spontaneous landfills), to which waste falls without any sorting, despite the statutory ban on placing unsorted waste objects.

In the study of the work of rapid filters on the water intake of the village of Khoroshiv, results were obtained that showed a violation of the iron / oxygen ratio, which is typical for normal conditions of annealing. In the experiments, this figure was in the range of 0.12 - 0.25, and according to existing ideas, deep removal of

iron compounds under such conditions was impossible. To confirm the above assumption, experiments were carried out on filtration of water with an iron concentration of $13,3 \pm 0,8 \text{ mg / dm}^3$ at a different filtration rate and in the presence of bacteria in the filter material. The results of additional experiments showed that the use of sodium hypochlorite due to its disinfecting properties took place only physico-chemical processes (autocatalytic oxidation and deactivation due to adhesion), and the purification efficiency was lower compared to oxygen. When using oxygen in parallel, both physical and chemical and biological processes ran over, and their overall efficiency was higher. That is, the results obtained not only confirmed the role of microorganisms in the process of non-irritation / demaganization, but also showed the possibility of practical application of biotechnology methods to improve the efficiency of water purification from iron and manganese.

For the thorough examination of the biological agent from the filtering material of the various non-freezing filters, 10 cultures of iron and manganese oxidizing microorganisms were isolated. The evaluation of the morphology of the cultures obtained, according to the scheme, allowed them to be classified as *Siderocapsa*, *Leptothrix*, *Sphaerotillus*, *Galionella*, *Metallogenium*, *Hyphomicrobium*.

Obtaining a biological agent has led to the possibility of biotechnological intensification of the technology of disinfection / demaganization by introducing in the filtering loading of inoculum of microorganisms. For the practical realization of this process, first of all, the technological features of the process were studied and the effectiveness of different cultures of microorganisms was established. the data of experiments showed a predominant role in the processes of water disinfection of microorganisms of *Leptothrix*, *Sphaerotillus*, *Metallogenium* and *Siderocapsa*.

Increasing the activity of a biological agent can be achieved by creating selective cultures that can contribute to a deeper removal of manganese from

water. To this end, previously deleted cultures have been removed. *Leptotrix* and *Sphaerotilus* have been treated with known mutagens, in particular UV irradiation and HNO_2 . For further studies, a mixture of *Leptotrix* γ and β -*Sphaerotillus* cultures was selected, which contributed to the high efficiency of removal of manganese (up to 98%).

To implement the proposed schemes a number of technological tasks were solved, including: to develop effective methods of transfer of inoculum to the loading of filters, to select the most suitable filtering loading for the specified purposes, to determine the optimum parameters and regimes of filtering and washing of the filtering layer.

Based on the results of the research carried out for the implementation of biotechnology for disinfection and demagnetization on rapid filters, two technological schemes were developed using natural or selected microorganisms cultures.

The study of the possibility of intensifying the deamination of underground water technology was carried out by conducting a complex of pilot studies on the water of the artesian well in the city of Khmelnytsky. The experimental plant included the Culligan HiFlo-6 UX-40 factory pressure filter with an aerator (manufactured in Italy), loaded with a special filter material - BiofilterTM, on which the microorganisms are effectively fixed and retained.

The results of the experiments allowed to reveal important dependencies. First of all, the decrease in ammonium concentration in the filtrate correlated with the indicator of the MI, which also depends on the number of microorganisms in the loading of the filter.

Since the concentration of dissolved oxygen at the filter inlet has an opposite effect on the flow of processes (nitrification requires high oxygen content, while denitrification - microaerophilic conditions), it was appropriate to investigate their regularities at different values of this indicator. The results of experiments showed that when the oxygen supply was reduced from 8 to 5.5 mg / dm³, the

concentration of ammonium in the filtered water was in the range of 0.11-0.12 mg / dm³, nitrites - 0.27-0.28 mg / dm³, and nitrates gradually decreased from 11.0 to 2.4 mg / dm³, that is, at high concentrations of oxygen due to nitrification, a significant amount of nitrates was produced (this figure exceeded the yield), and as the oxygen content decreased due to denitrification, the decomposition of nitrates and their concentration declined

To enable the practical implementation of biotechnological intensification of water deamination filters through the introduction of a filter of microorganisms cultures, it was necessary to solve the problem of establishing the optimal parameters of the process, in particular, to determine the amount of nitrate and denitrifying microorganisms in inoculum and the concentration of dissolved oxygen.

For this purpose, a stochastic mathematical model was developed in which the time of water in the filter (depending on its design features and the rate of filtration) and the content of ammonium and nitrate input water were taken according to the main parameters. The model is implemented as a program in the language Swift 4.0. To assess the adequacy of the developed model for three points, an experiment was conducted to determine the optimal oxygen content at the boundary of distribution of zones of nitride-denitrification. The results of the comparison of the experimental data obtained with the forecast by model showed that the prediction error of the model does not exceed 6.0%, that is, it is much smaller than the allowable value for engineering calculations.

Based on the results of the research and the developed model, a technology for intensifying the biofiltration process for ammonia removal was developed, which includes the following stages:

Preparation of 3 inoculum pills *Thiobacillus*, *Nitrosomonas* and *Nitrobacter* in the programmed amount;

the inoculum 1 is fed to the bottom of the filter, where the denitrification process is predominantly present and remains there for 80-90 minutes;

a mixture of inoculants 2 and 3 pre-oxygenated air is fed into the filter and stays there for 80-90 minutes, with the inoculum 1 also in the filter;

spent inoculums are removed from the filter into the system of treatment of flushing waters.

Upon completion of the specified operations, the filter is ready for use. During the operating mode, the optimal concentration of air oxygen is maintained at the filter inlet.

The use of technology has allowed to shorten the start time of the filter for use from 18 to 2 days.

The interconnection between the morphological composition of the solid waste and the biocenoses formed therein was investigated by sorting several samples that arrive at the polygons mm. Kiev and Khmelnytsky. In unsorted and sorted samples of fractions, after 10 days of stay in conditions created close to the real ones at the site (oxygen availability was modeled by keeping specimens in rectangular containers with a depth corresponding to the depth of the embankment at the site), biocenoses of microorganisms were identified, their genital affiliation was determined and quantitative composition.

From the foregoing it is clear that in order to predict the optimal composition of biocenosis for unsorted wastes, it is necessary, first of all, to determine the morphological composition of the waste. But in practice the situation is complicated by the fact that during the stay in the body of the landfill there is a continuous change in the qualitative and quantitative composition of the waste, and therefore the optimal biocenoses are also changing.

Given the considerable complexity of the study of the state of real solid waste landfills, it was considered appropriate to first create a mathematical model for the possibility of simulating the probable biological processes in the body of the landfill and predicting the composition of microorganisms biocenoses that are formed at the same time. An assessment of the adequacy of the developed model was carried out by comparing the predicted data obtained from the model with the

experimental data for the map of the polygon in Chernivtsi with an approximate time of stay of the SHW for 5 years. Comparison of the predicted composition of the biocenosis with the actual allocated showed that the difference between the predicted and actual data on the number of bacteria in the biocenose was 12.5%, and according to the morphological composition - did not exceed 15%, which confirmed the adequacy of the developed model.

An assessment of the effectiveness of the proposed technology was carried out by laboratory on samples of MSW in Kyiv using a traditional Bac-based preparation. Subtilis and mixed drug, the composition of which was determined by simulation.

According to the data obtained, the use of a mixture of cultures close to the optimal biocenose composition led to a more efficient accumulation of biomass in the layer of solid waste, and thus accelerated the biodestruction and rate of subsidence of the sample (by $26,4 \pm 0,2\%$). The obtained positive results confirmed the promise of application of biotechnological methods for intensification of the process of biodegradation of substances in the body of solid waste landfills during their reclamation.

As the results of the research, the methodology of using biotechnology for the intensification of technological processes in the municipal infrastructure of settlements has been developed. It allows, through the implementation of successive stages, to improve significantly the efficiency of the processes of non-freezing, demagnetization, deamonization in water supply and biodegradation of organic compounds at landfills. An assessment of this methodology is made on the example of the method of aerobic stabilization of sewage sludge.

Key words: biotechnology, iron removal, demaganization, deamonization, iron oxide, solid wastes biodegradation, mathematic modelling, effectiveness.

Зміст

Зміст	23
ВСТУП.....	28
РОЗДІЛ 1. ОГЛЯД ЛІТЕРАТУРИ	41
1.1. Основні проблеми водопостачання в Україні	41
1.2. Нормативні вимоги до якості питної води. Сучасні технології водопідготовки	43
1.3. Якість води підземних джерел водопостачання.....	49
1.4. Сучасні технології знезалізнення і деманганації води	51
1.5. Роль біологічних процесів при знезалізненні і деманганації води	57
1.6. Технології видалення з води амонію та інших сполук нітрогену	60
1.7. Проблеми поводження з ТПВ	69
1.8. Технології та обладнання для сортування ТПВ.....	74
1.9. Сучасні способи рекультивації полігонів ТПВ.....	75
Висновки за розділом 1.....	81
РОЗДІЛ 2. МАТЕРІАЛИ І МЕТОДИ ДОСЛІДЖЕНЬ.....	84
2.1 Біологічні методи дослідження.	84
2.1.1 Виділення культур мікроорганізмів.....	84
2.1.2 Поживні середовища і режими культивування.....	86
2.1.3 Визначення родової належності залізобактерій	89
2.1.4 Кількісна оцінка складу мікроценозів	89
2.1.5 Отримання селектованих штамів залізобактерій.....	91
2.2. Дослідження процесів знезалізнення, деманганації та деамонізації води	92
2.2.1. Характеристика якості вихідної води	92
2.2.2 Вибір фільтруючого матеріалу	93

2.2.3. Апаратурне оформлення досліджуваних процесів.....	95
2.2.4 Дослідження якості води.....	101
2.3 Дослідження ТПВ.....	106
2.4 Методи обробки даних	107

РОЗДІЛ 3. БІОТЕХНОЛОГІЧНА ІНТЕНСИФІКАЦІЯ ПРОЦЕСІВ

ЗНЕЗАЛІЗНЕННЯ І ДЕМАНГАНАЦІЇ ВОДИ 110

3.1. Визначення ролі мікроорганізмів у процесах знезалізнення і деманганації води.....	110
3.2. Вплив умов періодичної промивки на перебіг біологічних процесів	124
3.3. Виділення культур залізобактерій.....	134
3.4. Визначення впливу різних родів залізобактерій на процес видалення заліза та мангану.....	138
3.5. Отримання селектованих культур мікроорганізмів	154
3.6. Вибір фільтруючого завантаження	160
3.7. Відпрацювання способу переносу мікроорганізмів в завантаження фільтрів.....	167
3.8. Відпрацювання методу промивки	168
3.9. Відпрацювання методу вторинного знезараження води.....	178
3.10. Розробка технологічної схеми інтенсифікації процесів знезалізнення і деманганації шляхом внесення культур природних залізобактерій.....	183
3.11. Розробка технологічної схеми інтенсифікації процесів знезалізнення і деманганації шляхом внесення культур селектованих залізобактерій	189
3.12. Удосконалення конструкцій швидких фільтрів для забезпечення безперервної подачі інокуляту.....	193
3.13. Приклади апаратурної реалізації запропонованих технологічних схем	195

3.14. Апробація розробленої технології.....	202
3.15. Інтенсифікація технології шляхом використання додаткових окисників.....	204
3.16. Можливості використання магнітосорбції для інтенсифікації технології знезалізнення.....	210
Висновки за розділом 3.....	217

РОЗДІЛ 4. БІОЛОГІЧНА ІНТЕНСИФІКАЦІЯ ПРОЦЕСУ

ДЕАМОНІЗАЦІЇ ПІДЗЕМНИХ ВОД..... 224

4.1. Дослідження роботи фільтрів деамонізації у звичайному режимі	224
4.2. Визначення складу мікроценозу мікроорганізмів	229
4.3. Вивчення впливу концентрації кисню на процеси нітри- денітрифікації при фільтруванні води	231
4.4. Розробка статистичної математичної моделі	239
4.5. Програмна реалізація моделі та оцінка її адекватності.....	241
4.6. Технологія інтенсифікації фільтрів деамонізації шляхом введення інокуляторів	246
Висновки до розділу 4	251

РОЗДІЛ 5. ІНТЕНСИФІКАЦІЯ ПРОЦЕСУ ДЕСТРУКЦІЇ

ОРГАНІЧНИХ СПОЛУК НА ПОЛІГОНАХ ТПВ..... 254

5.1. Визначення фракційного складу ТПВ	254
5.2. Вивчення взаємозв'язку між фракційним складом ТПВ та існуючими в них мікроценозами	278
5.3. Визначення складу мікроценозів для окремих фракцій ТПВ	281
5.4. Визначення впливу часу на формування мікроценозів в тілі полігонів	283
5.5. Розробка математичної моделі для опису процесів	285

5.6. Розробка об'єктної моделі програми та оцінка її адекватності.....	290
5.7. Розробка технології приготування препаратів, близьких за складом до мікроценозів, утворюваних в тілі полігонів ТПВ	294
Висновки за розділом 5.....	297
РОЗДІЛ 6. ЕКОНОМІЧНА ЧАСТИНА	299
6.1 Метод оцінки ризиків як основа для розрахунків економічного ефекту у комунальному господарстві	299
6.2. Розрахунок економічного ефекту впровадження біотехнології знезалізнення-деманганації води.....	302
6.3. Розрахунок економічного ефекту впровадження біотехнології деамонізації	305
Висновки за розділом.....	307
РОЗДІЛ 7. РОЗРОБКА МЕТОДОЛОГІЇ ЗАСТОСУВАННЯ БІОТЕХНОЛОГІЇ НА ОБ'ЄКТАХ КОМУНАЛЬНОЇ ІНФРАСТРУКТУРИ НАСЕЛЕНИХ ПУНКТИВ.....	309
ВИСНОВКИ	315
Перелік використаних джерел.....	318
Додаток А.....	352
Додаток Б	357

ПЕРЕЛІК УМОВНИХ ПОЗНАЧЕНЬ

ДБН – Державні будівельні норми

ДСанПіН – Державні санітарні правила і норми

ВООЗ – Всесвітня організація охорони здоров'я

ГАД - гетеротрофна/автотрофна денітрифікація

ГАО – гідроксиламін-оксидаза

ГДК – гранично допустима концентрація

ДР – добуток розчинності

ЗМЧ – загальне мікробне число

МОА – монооксигеназа аміаку

ПАВ – порошкоподібне активне вугілля

РЧВ – резервуар чистої води

ТЕЦ - теплоелектроцентрально

ТПВ – тверді побутові відходи

УФ – ультрафіолетове опромінення

GCD – grand central dispatch

GNU/GPL – GNU General Public License

IAWQ ASM – International association of water quality's active sludge model

UNSD - United Nations Statistics Division

ВСТУП

Актуальність теми. Забезпечення санітарно-епідеміологічного благополуччя населення належить до одного з ключових завдань держави і потребує, насамперед, надійного рівня функціонування систем централізованого водопостачання, водовідведення та поводження з побутовими відходами.[1, 2].

Гармонізація нормативно-законодавчих актів України з європейськими вимагає запровадження більш суворих вимог до якості питної води і очищених стічних вод та переробки і утилізації відходів. Отже особливого значення набуває завдання розробки нових і адаптації відомих методів, впровадження яких в існуючі технологічні схеми дозволяло би досягати встановлених нормативних вимог. Це можливо лише шляхом розроблення нових та адаптації відомих методів і технологій, серед яких найбільш перспективними є маловитратні біотехнологічні методи очищення води та утилізації відходів.

У теперішній час застосування біотехнологій у комунальному господарстві виявляється досить обмеженим: процеси на їх основі широко реалізовані лише при очищенні стічних вод. В інших процесах, таких як, знезалізнення/деманганція або деструкція органічних речовин в шарі полігону твердих побутових відходів, роль мікроорганізмів добре відома, але біотехнологічні прийоми інтенсифікації практично не застосовуються. Проте наявний практичний досвід [3-5] засвідчує, що саме використання біотехнологій, особливо, якщо вони відбуваються в умовах природного формування мікроценозів, є економічно доцільним. Не менш важливим є й той факт, що використання біологічних методів, окрім забезпечення матеріало- і ресурсозбереження, практично виключає негативний вплив на навколишнє природне середовище, тому що в переважній більшості випадків як біологічні агенти застосовуються природні мікроценози мікроорганізмів.

Отже впровадження біотехнологій може розглядатися і як засіб зменшення антропогенного навантаження від процесів, які застосовуються у комунальній інфраструктурі населених пунктів.

Підземні води з підвищеним вмістом заліза і мангану (їх концентрація коливається в широкому діапазоні і іноді досягає 20-30 і 5-6 мг/дм³ відповідно) розповсюджені майже по всій території України. Згідно з чинним санітарним законодавством [6] їх вміст у питній воді не повинен перевищувати відповідно 0,2 і 0,05 мг/дм³.

У теперішній час відомі чисельні методи очищення води (як хімічні, так і біологічні) від сполук заліза і мангану [7-10], які розрізняються за ступенем технологічної надійності, економічності, простоти експлуатації і т.д. Зазвичай технології знезалізнення і деманганації передбачають окиснення сполук заліза і мангану з подальшим відділенням утвореного осаду на фільтрах. Як окисники найчастіше використовуються кисень, озон, хлоровмісні сполуки, а для завантаження фільтрів - кварцовий пісок, цеоліт, керамзит тощо [11, 12]. Проте процеси, які перебігають під час вилучення заліза і мангану, залишаються недостатньо вивченими.

На відміну від знезалізнення технології деманганації води на комунальних підприємствах питного водопостачання фактично відсутні.

Невирішеною залишається і проблема деамонізації води (сполуки амонію потрапляють у воду внаслідок метаболічних процесів, сільськогосподарської та тваринницької діяльності, а також дезінфекції із застосуванням хлорамонізації). У Керівництві із забезпечення якості питної води ВООЗ[13] вказано, що хоча аміак безпосередньо не впливає на здоров'я людини і його санітарна нормативна величина не розраховується, він може знижувати ефективність дезінфекції питної води, призводити до утворення нітритів, неприємних запахів, а також сприяти росту водних мікроорганізмів. Згідно ДСанПіН 2.2.4-171-10 [6] амоній віднесений до санітарно-токсикологічних показників, а його вміст у питній воді обмежений

на рівні $0,5 \text{ мг/дм}^3$. З усіх відомих методів видалення амонійного азоту [14, 15] найприйнятнішою виявляється біологічна нітрифікація. Але ця технологія реалізується у спеціальних спорудах – біореакторах, що суттєво звужує можливість її застосування в умовах існуючих водоочисних станцій.

У переважній більшості населених пунктів країни тверді побутові відходи (далі – ТПВ) складуються на полігонах, а в невеликих містах та селищах - навіть на стихійних звалищах (у розвинутих країнах світу ця проблема вирішується через роздільне збирання та переробку відходів). За оцінками експертів в країні щороку 10 млн тон ТПВ розміщується на понад 5500 полігонах додатково. За Законом України «Про відходи» з 1 січня 2019 року розміщення ТПВ на полігонах без попереднього сортування буде заборонено, проте, навіть у випадку виконання цієї вимоги на практиці, проблема відновлення і рекультивації вже існуючих полігонів залишатиметься актуальною протягом тривалого часу.

Важлива роль біологічних процесів, які відбуваються в підземних шарах полігону, відома давно [16-19]. Однак їх інтенсифікація ускладнюється тим, що видовий склад мікроорганізмів визначається рядом факторів, і в першу чергу, морфологічним складом побутових відходів, тому що він є винятковим для кожного конкретного полігону. За таких умов пошук уніфікованих параметрів або характеристик, методів прогнозування і моделювання біологічних процесів є першим кроком у напрямку застосування біотехнологічних методів для рекультивації існуючих полігонів ТПВ.

Таким чином, створення нових енергоресурсоефективних, технологічно доступних, економічно обґрунтованих та екологічно безпечних біотехнологій для інтенсифікації процесів підготовки питної води та біодеструкції органічних речовин на полігонах ТПВ належить до актуальних проблем, на розв'язання яких і спрямована дана дисертаційна робота. Отримані протягом її виконання результати дозволять оцінити

біотехнологічний потенціал досліджених мікроорганізмів та перспективи їх практичного застосування.

Тема дисертаційного дослідження узгоджується з Загальнодержавною програмою «Питна вода України» на 2011-2020 роки та регіональними програмами «Питна вода», Національною стратегією поводження з твердими побутовими відходами, регіональними програмами розвитку житлово-комунального господарства, в т.ч. систем водопостачання та водовідведення, схемами санітарного очищення населених пунктів України.

Зв'язок роботи з науковими програмами, планами, темами.

Робота виконана в рамках науково-дослідних робіт державного значення кафедри екобіотехнології та біоенергетики Національного технічного університету України «Київський політехнічний інститут імені Ігоря Сікорського» на тему «Використання потенціалу гідробіонтів для конверсії біосировини та забруднень стічних вод» (2017-2018 рр., держ. реєстр. №0117U002389) та робіт підрозділу житлово-комунального господарства Державного підприємства «Науково-дослідний та конструкторсько-технологічний інститут міського господарства», зокрема державного значення: «Аналітичні дослідження сучасного стану діючих водоочисних споруд та визначення шляхів їх удосконалення, спрямованих на забезпечення очистки води відповідно до нормативних вимог до якості питної води» (2012 р., № 0111U007853); регіонального значення: «Розробка змін до «Регіональної програми «Питна вода Луганщини» на 2006-2020 роки» (2016-2017 рр., держ. реєстр. № 0117U002665); місцевого значення: «Розробка схеми оптимізації систем водопостачання та водовідведення м. Житомир» (2012 р., держ. реєстр. № 0112U003839), «Провести дослідження та визначити щільність твердих побутових відходів (ТПВ) м. Рівного» (2014 р., держ. реєстр. № 0115U004390), «Проведення досліджень для визначення методу знезараження питної води в системі водопостачання м. Харків, код згідно ДК 016:2010-72.19.1» (2014-2015 рр., держ. реєстр. № 0115U003066), «Розробка норм надання послуг з вивезення твердих побутових відходів з

м.Хмельницький» (2015 р., держ. реєстр. № 0115U0068740), «Розробка стратегії розвитку системи підготовки питної води в м. Миколаєві» (2016 р., держ. реєстр. № 0116U006117), «Роботи з визначення морфологічного складу побутових відходів у зимовий період, які утворюються в м. Хмельницький» (2017 р., держ. реєстр. № 0117U002662), «Розробка схеми санітарної очистки міста» (2016-2017 рр., держ. реєстр. № 0117U002663), «Науково-технічні послуги в галузі інженерії «Роботи з визначення морфологічного складу побутових відходів, які утворюються в м. Хмельницький» (2017 р., держ. реєстр. № 0117U006201), «Провести дослідження морфологічного і фракційного складу побутових відходів у м. Ялта» (2013-20 14 рр., держ. реєстр. № 0114U004837), «Провести дослідження та визначити щільність твердих побутових відходів (ТПВ) м.Луцька» (2014 р., держ. реєстр. №0114U004833).

Мета та завдання дослідження.

Мета роботи – наукове обґрунтування нових енергоресурсоефективних й екологічних біотехнологій для інтенсифікації процесів підготовки питної води та утилізації твердих побутових відходів на об'єктах комунальної інфраструктури.

Для досягнення поставленої мети необхідно вирішити такі **завдання**:

- встановити вплив біологічних факторів на перебіг процесів знезалізнення і деманганації природних вод при фільтруванні через зернисте завантаження в залежності від технологічних параметрів швидких фільтрів і складу вихідної води;
- визначити мікроорганізми, присутніх у завантаженні працюючих швидких фільтрів знезалізнення, які беруть участь у процесах знезалізнення і деманганації води, встановити їх родову приналежність. Оцінити кількісні співвідношення між мікроорганізмами різних мікроценозів в залежності від складу вихідної води;
- отримати шляхом мутагенезу високоефективні культури залізобактерій, які сприяють видаленню мангану, та оцінити можливість їх

використання для інтенсифікації процесу деманганації води. Віднайти оптимальні комбінації селектованих культур з урахуванням якості вихідної води;

- обґрунтувати можливі шляхи інтенсифікації процесів знезалізнення і деманганації у зернистому завантаженні фільтрів при застосуванні інокуляту культур залізобактерій та їх сумішей; розробити технологічну схему та визначити оптимальні параметри (включаючи вибір фільтруючого завантаження) для інтенсифікації процесу знезалізнення і деманганації води шляхом внесення змішаних культур залізобактерій; встановити ефективні методи фінішного знезараження води; запропонувати апаратурну реалізацію процесу;

- експериментально встановити вплив концентрації розчиненого кисню на процеси нітри- денітрифікації у фільтрах деамонізації; отримати культури мікроорганізмів, які забезпечують перебіг процесу деамонізації у швидких фільтрах, встановити їх родову приналежність. Визначити кількісне розподілення мікроорганізмів за висотою фільтруючого шару;

- розробити стохастичну математичну модель впливу технологічних параметрів фільтру на розподілення в ньому нітри- та денітрифікуючих мікроорганізмів та ефективність процесу деамонізації, здійснити її оптимізацію та створити відповідний розрахунковий алгоритм. Реалізувати алгоритм у вигляді комп'ютерної програми;

- дослідити можливість інтенсифікації роботи фільтрів деамонізації шляхом внесення культур чистих мікроорганізмів та їх сумішей. Запропонувати відповідну технологічну схему для реалізації процесу;

- вивчити особливостями розвитку різних груп мікроорганізмів, кількісно оцінити їх співвідношення та встановити залежність від фракційного складу ТПВ для полігонів деяких населених пунктів України. Запропонувати математичну модель для прогнозування оптимального складу мікроорганізмів в тілі полігону залежно від морфологічного складу ТПВ,

реалізувати модель у вигляді комп'ютерної програми;

- запропонувати технологію інтенсифікації біодеструкції ТПВ шляхом застосування комплексних препаратів, близьких за складом до природних мікроценозів;

- розробити узагальнену методологію застосування біотехнології на об'єктах комунальної інфраструктури населених пунктів.

Об'єкт дослідження – біотехнологічні процеси знезалізнення, деманганації та деамонізації води у швидких фільтрах при підготовці питної води та біодеструкції органічних фракцій ТПВ при рекультивації полігонів.

Предмет дослідження – науково-технологічні основи та раціональні параметри біотехнологій видалення з підземних вод заліза, мангану і амонію на швидких фільтрах, біодеструкції органічних фракцій ТПВ і розробки біопрепаратів для її інтенсифікації при рекультивації полігонів.

Методи дослідження – мікробіологічні (виділення, культивування та дослідження морфологічних характеристик мікроорганізмів; визначення загального мікробного числа (ЗМЧ), фізико-хімічні (спектрофотометричне визначення заліза, мангану, сполук азоту, титрометричне визначення розчиненого кисню, рН-метрія), математичні (статистичне моделювання, алгоритмізація, об'єктно-орієнтоване проектування, кодування), економічні (економічна оцінка ризиків).

Наукова новизна одержаних результатів. Розроблено наукові основи і технологічні рішення застосування біотехнологій для вирішення нагальних проблем водоочисних станцій та полігонів твердих побутових відходів. Дістало подальшого розвитку вивчення основних закономірностей процесів очищення води від сполук заліза, мангану і амонію та біодеструкції органічних речовин ТПВ. Отримано такі нові результати:

Комплексні досліджено та охарактеризовано процеси видалення сполук заліза та мангану при фільтруванні води на швидких фільтрах з цеолітовим завантаженням. Встановлено, що при знезалізненні і деманганації води одночасно перебігають як фізико-хімічні, так і біологічні процеси, причому

вплив біологічної складової зростає із збільшенням вихідної концентрації вказаних компонентів. З фільтрів знезалізнення різних водоочисних станцій виділено 10 культур залізобактерій, які відповідно до Визначника Берджі віднесено до родів *Siderocapsa*, *Leptothrix*, *Sphaerotillus*, *Galionella*, *Metallogenium*, *Hyphomicrobium*.

Доведено можливість інтенсифікації роботи швидких фільтрів з цеолітовим завантаженням шляхом використання класичних біотехнологічних методів, зокрема внесенням культур залізобактерій (в тому числі селектованих) та підтриманні оптимальних умов для їх росту.

Отримано мутантні культури залізобактерій родів *Leptothrix* та *Sphaerotillus*, що мають підвищену здатність окиснювати сполуки мангану у підземній воді.

Вперше показано, що при видаленні з підземних вод, що характеризуються близьким до нейтрального значенням рН, достатнім для розвитку мікроорганізмів резервом лужності та вмістом органічних речовин, сполук амонію у швидких фільтрах, крім процесів нітрифікації, перебігають також і процеси денітрифікації, а з мікроценозів крім нітрифікуючих бактерій родів *Nitrosomonas* та *Nitrobacter* також присутні і денітрифікатори – *Thiobacillus Denitrificans*. Розроблено стохастичну математичну модель для визначення оптимальної концентрації розчиненого кисню на вході у фільтр, реалізовану у вигляді комп'ютерної програми.

Вперше встановлено кореляційну залежність між морфологічним складом ТПВ та складом мікробних ценозів, визначено склад мікроорганізмів-деструкторів для окремих морфологічних фракцій. Розроблено математичну модель для опису процесів біодеструкції на полігонах ТПВ та визначення оптимального співвідношення мікроорганізмів різних груп в залежності від морфологічного складу відходів. Адекватність моделі підтверджено шляхом виділення і аналізу мікроценозів різних полігонів країни.

Розроблено узагальнену методику визначення можливості та оцінки ефективності застосуванні прийомів біотехнології для інтенсифікації технологічних процесів у міській інфраструктурі населених пунктів.

Практичне значення одержаних результатів. Практичне значення роботи полягає у впровадженні сучасних методів екобіотехнології у процеси підготовки питної води та переробки ТПВ. Зокрема, одержано наступні практичні результати.

Розроблено метод інтенсифікації роботи швидких фільтрів знезалізнення/деманганації води із застосуванням суміші культур родів *Leptothrix* та *Sphaerotillus*, а для випадку високого вмісту мангану – також суміші їх селектованих культур з підвищеною біодеструктивною здатністю щодо цього забруднювача.

Визначено оптимальні технологічні параметри процесу знезалізнення /деманганації води та режими фільтрування, в тому числі спосіб перенесення мікроорганізмів з інокуляту у завантаження фільтрів (патент на корисну модель № 125641). Розроблено технологічні схеми очищення води та їх апаратурну реалізацію (представлена в тексті роботи); запропоновано надійні методи її знезараження; внесені відповідні удосконалення у конструкцію фільтрів. Вказані технологічні схеми і прийоми апробовано на ВОС міст Львів (акт апробації від 15.03.2018 р.), Бориспіль (акт апробації від 12.05.2017 р.), Харків (акт апробації від 14.04.2015 р.). Перевагами запропонованої біотехнології у порівнянні з існуючими методами деманганації на швидких фільтрах є можливість відмовитись від реагентів-модифікаторів та сильних окиснювачів, що суттєво знижує вартість процесу та підвищує його екологічну безпеку.

Розроблено метод видалення з води сполук амонію шляхом внесення інокулятів мікроорганізмів для нітри- та денітрифікації в різні частини фільтра, що скорочує період запуску фільтрів з 14-15 до 1-2 діб. Економічна доцільність запропонованої технології визначається можливістю зменшення

кількості очисного обладнання, зокрема резервних фільтрів.

Створено стохастичну математичну модель і розроблено методологію визначення оптимального вмісту розчиненого кисню на вході у фільтри деамонізації в залежності від якості вихідної води та конструктивних особливостей фільтраційного обладнання. Запропоновану технологію апробовано у водоканалі м. Хмельницький (акт апробації від 30.09.2017 р.).

Удосконалено біотехнологію інтенсифікації біодеструкції органічних сполук в тілі існуючих полігонів ТПВ, що дозволяє підвищити ефективність деструкції відповідних фракцій на 30 %. Розроблено математичну модель для прогнозування ефективності біологічних процесів та складу мікроценозів в залежності від морфологічного складу відходів. Технологію апробовано на полігоні ТПВ м. Чернівці (акт апробації від 05.10.2017 р.).

Особистий внесок здобувача. Основні наукові ідеї та положення теоретичних і практичних досліджень розроблені і сформульовані автором особисто. Дослідження проведено за його безпосередньої участі у Підрозділі житлово-комунального господарства ДП «Науково-дослідний та конструкторсько-технологічний інститут міського господарства».

Автором дисертації особисто визначено напрями досліджень, розроблено концепцію їх виконання, здійснено пошук та аналіз літературних даних, розроблено робочі гіпотези та обґрунтовано методологію постановки експериментів.

Внесок дисертанта включає: планування та проведення експериментів, розробку апаратурного оформлення пілотних стендів, обробку, узагальнення та аналіз одержаних результатів досліджень, підготовку висновків. Автором особисто розроблено представлені в роботі технологічні схеми, методи і прийоми інтенсифікації процесів, конструктивні удосконалення обладнання. Саме ним також створено усі математичні моделі та програмний код для їх реалізації.

Окремі розділи експериментальної роботи виконувались за участю

інших фахівців, що знайшло відображення у співавторстві в публікаціях. Зокрема, в експериментальних дослідженнях з оцінки ролі біологічних процесів у традиційних методах знезалізнення та деманганації води брали участь О.С. Панченко та О.В. Кравченко (Комарова). Дослідження з виявлення ролі мікроорганізмів у шарі фільтруючого завантаження виконані разом з Н.Н. Черновою та О.С. Панченко, а з виявлення продуцентів магнітних наночастинок серед залізо- та манганоокисних бактерій – спільно з д.т.н. С.В. Горобець, М.О. Булаєвською, О.С. Панченко. Роботи з біологічної нітрифікації у процесі підготовки питної води здійснені сумісно з д.х.н. Є.В. Кузьмінським, О.С. Панченко, В.В. Мотроненко, Є.Я. Смілянець, а з впливу аерації на склад мікроценозу та ефективність видалення нітрогенвмісних сполук на швидких фільтрах – разом з д.б.н. О.Ю. Галкінім та О.С. Панченко. Методологічні підходи з виділення та ідентифікації залізобактерій розроблені разом з д.х.н. Є.В. Кузьмінським та О.С. Панченко. Дослідження з біодеструкції органічних речовин та встановлення складу ТПВ проведені сумісно з к.т.н. І.В. Сатінім.

Методологія визначення можливості та оцінки ефективності інтенсифікації процесів у комунальному господарстві з використанням біотехнологій також є особистим надбанням здобувача. Особистий внесок автора у працях, опублікованих у співавторстві, полягає в теоретичному і методологічному обґрунтуванні мети та основних напрямків досліджень, розробці методики експериментальних досліджень, узагальненні отриманих результатів і формулюванні висновків. Ідеї співавторів наукових праць в дисертаційній роботі не використовувались.

Апробація результатів роботи. Результати наукових досліджень, отримані за темою дисертації, доповідались та обговорювались на Міжнародних конгресах «Екологія, Технологія, Економіка, Водопостачання, Водовідведення» (ЕТЕВК-2015 та ЕТЕВК-2017, м. Чорноморськ, 2015 та 2017 рр.), Міжнародних науково-практичних конференціях:

«Ресурсозбереження та якісне водозабезпечення - стратегічний напрямок розвитку водопровідно-каналізаційного господарства України», 7-12 лютого 2017 р., м. Яремча, IX та X науково-практичних семінарах «Ресурсозбереження та висока якість послуг – стратегічне завдання розвитку житлово-комунального господарства України», 4-9 лютого 2014 року та 10-15 лютого 2015 р., м. Яремча, конференції «Україна і Литва. Інвестиційні та бізнес можливості», 20 квітня 2017 р. м. Київ, науково-практичному семінарі в рамках Міжнародної виставки обладнання та технології для поводження з муніципальними і промисловими стічними водами «Waste Water Management-2017» 25-26 квітня 2017 р. м. Київ, III-му Міжнародному Екологічному форумі «Вода та Енергія» 5-6 жовтня 2017 р. м. Львів, XIII Міжнародному конгресі «Інституційні та технічні аспекти реформування житлово-комунального господарства» 7-9 листопада 2017 р., м. Київ, науково-практичному семінарі в рамках XV Міжнародної спеціалізованої виставки «AQUA UKRAINE-2017», X Міжнародній спеціалізованій виставці «Енергоефективність. Відновлювана енергетика-2017», у радіопередачах ТРК «Київ» - «Чистий Київ», Міжнародній науково-практичній конференції «Актуальні проблеми систем теплогазопостачання і вентиляції, водопостачання та водовідведення», 11-13 березня 2015 р. «Національний університет водного господарства та природокористування», Міжнародній науково-практичній конференції «Сучасні проблеми водопостачання та водовідведення Вода-2015» 9-11 вересня м. Одеса, XXV Міжнародній конференції «Проблеми екології і експлуатації об'єктів енергетики» 23-25 вересня м. Одеса, Міжнародній конференції « Львівський екофорум : Вода та Енергія» 19 листопада 2015 р., IX Міжнародному науково-практичному семінарі «Проблеми водопровідно-каналізаційного господарства та шляхи їх вирішення» 29 березня 2016 р., науково-практичній конференції «Міська інфраструктура. Час діяти» м.Миколаїв 8 червня, м. Херсон 9 червня та м. Львів 26 жовтня 2016р., Всеукраїнській нараді «Стан водопровідно-

каналізаційного господарства. Вихід з кризи», IX та XI Всеукраїнській науково-практичній конференції «Біотехнологія XXI століття» (м. Київ, 2015 та 2017 рр.), Міжнародній науково-практичній конференції «Природа для води» (м. Київ, 2018 р.).

Публікації. Основні положення та результати дисертаційної роботи опубліковано у 29 наукових роботах, серед яких, 20 наукових фахових статей (у т.ч. 1 стаття у виданні іноземної країни, 10 статей у вітчизняних журналах, які представлено у міжнародних наукометричних базах даних), 7 тез доповідей, 1 навчальний посібник, 1 патент України на корисну модель.

Структура та обсяг дисертації. Дисертаційна робота вміщує вступ, сім розділів, висновки, список використаних джерел, додатки, анотацію. Загальний обсяг дисертації становить 363 сторінки комп'ютерного тексту, в т.ч. 93 рисунки; 69 таблиць; 2 додатки; список літературних джерел становить - 330 найменувань.

РОЗДІЛ 1. ОГЛЯД ЛІТЕРАТУРИ

1.1. Основні проблеми водопостачання в Україні

Проблема забезпечення доступу населення до питної води гарантованої якості відноситься до однієї з глобальних проблем світу у XXI столітті [20, 21]. Світова спільнота приходить до висновку, що загроза його існуванню полягає не стільки в атомній небезпеці, скільки в катастрофічній екологічній ситуації [14]. При цьому найбільшу небезпеку становить дефіцит питної води, прогресуюче погіршення її якісного стану, невідповідність у багатьох регіонах санітарно-гігієнічним вимогам, загрозові для здоров'я населення наслідки споживання недоброякісної питної води [22, 23].

За даними Всесвітньої організації охорони здоров'я [13], причина 80 відсотків усіх захворювань пов'язана з якістю питної води [24]. Внаслідок споживання недоброякісної питної води кожен рік близько 25 відсотків населення, особливо дитячого, піддаються ризику захворювань [13].

Останнім часом у водне середовище потрапляють не тільки шкідливі інгредієнти промислових і побутових стічних вод, а й поверхневий стік з сільськогосподарських угідь, проммайданчиків, селітебних територій і т.п. [5, 13, 14]. Антропогенне перетворення природних ландшафтів (розорювання луків, вирубування лісу, забудова території, особливо водоохоронних зон тощо) призводить до збільшення виносу хімічних сполук з поверхні водозбору і посиленню забруднення водних об'єктів, зокрема тих, що використовуються для цілей водопостачання [22].

Вода, як природний ресурс, необхідна для життєдіяльності та збереження здоров'я населення, для виробництва продовольства, розвитку економіки і всього того, що забезпечує нормальні умови існування суспільства [25, 26]. Тенденція до погіршення якості природних вод (як поверхневих, так і підземних джерел), які залучені до систем централізованого водопостачання, спостерігається і у теперішній час, тому що масштаби антропогенного впливу вже не сумісні зі здатністю гідросфери

до самовідновлення. Така ситуація ускладнює проблему одержання питної води високої якості та значно погіршує санітарно-епідеміологічний стан [27].

В Україні більшість споруд водопідготовки, які за радянські часи розраховувались на найгірший період - паводок [28, 29], до сьогодні експлуатуються без будь-яких суттєвих змін у технологічному процесі. Однак зростання антропогенного впливу на водні джерела, розширення переліку наявних забруднень, їх накопичення у часі тощо призводять до підвищення ризику забруднення водних джерел речовинами техногенного і антропогенного походження та патогенними мікроорганізмами [30-32].

Крім того, аномально високі температури поверхневих вод, які в останні роки спостерігаються у європейських країнах, включаючи і Україну, і які є для них неприродними, сприяють збагаченню води мікробіологічними забрудненнями та продуктами їх життєдіяльності. Це обумовлює необхідність підвищення бар'єрної ролі водоочисних споруд та пошуку шляхів підвищення ефективності очищення природних вод (поверхневих і підземних), які використовуються в системах питного водопостачання [14, 30, 33, 34].

Безспірність впливу водного фактору на здоров'я населення доведена більш ніж столітньою практикою розвитку централізованого водопостачання, тому взаємозв'язок «вода – здоров'я людини» є одним з головних пріоритетів розвитку будь-якої країни. Важлива роль у цьому ланцюгу належить питній воді та централізованому питному водопостачанню [22].

Відставання України від розвинених країн світу за середньою тривалістю життя у певній мірі пов'язані і зі споживанням недоброякісної питної води, що надає проблемі поліпшення якості питної води загальнодержавного значення і вимагає її комплексного вирішення [22].

Ситуація у секторі водопровідно-каналізаційного господарства країни, і особливо, в невеликих міських і сільських населених пунктах пострадянського простору, склалась таким чином, що протягом минулих

десяти-п'ятнадцяти років у галузь практично не вкладались необхідні інвестиції, що призвело до поступового фізичного і морального старіння систем і обладнання, збільшення аварійності на об'єктах і мережах водопостачання, зниження якості води, яка подається споживачам тощо [13]. В умовах обмежених інвестицій реконструкція і будівництво, як окремих елементів, так і в цілому системи водопостачання, носили переважно точковий, локальний характер і були направлені на ремонт окремих аварійних об'єктів, в той час як надійність системи в цілому продовжувала знижуватись. Як наслідок, на сьогоднішній день переважна частина систем водопостачання не тільки не відповідає світовому рівню, але й взагалі наближується за технічним станом до аварійного, частина водопроводів не мають необхідного комплексу очисних споруд для знезараження і очищення води [11, 13, 35].

Забруднення водних об'єктів – джерел питного водопостачання при недостатній ефективності роботи водоочисних споруд спричиняє погіршення якості питної води, що подається споживачам, і створює серйозну небезпеку для здоров'я населення в багатьох регіонах України, обумовлює високий рівень захворюваності кишковими інфекціями, гепатитом, збільшує ступінь ризику впливу на організм людини канцерогенних і мутагенних факторів [36]. Частина мешканців країни змушені використовувати для питних цілей воду, що не відповідає за рядом показників гігієнічним вимогам; майже третина населення країни користується децентралізованими джерелами водопостачання без відповідної водопідготовки; населення ряду регіонів страждає через дефіцит питної води і відсутність пов'язаних із цим належних санітарно-побутових умов [25].

1.2. Нормативні вимоги до якості питної води. Сучасні технології водопідготовки

На правовому рівні якість питної води визначається у спеціальному

нормативному документі через встановлення вимог до якості питної води та визначення головних принципів контролю за їх дотриманням. Цей документ містить перелік і граничнодопустимі концентрації хімічних і біологічних показників, які гарантують епідеміологічну і радіологічну безпеку питної води, забезпечують високі органолептичні (естетичні) властивості і можуть бути технічно досяжними в сучасних економічних умовах.

У світовій практиці підставою для встановлення показників з якості питної води є Рекомендації Всесвітньої організації охорони здоров'я (ВООЗ), чергове четверте видання яких було здійснено у 2017 році. В той же час, у вказаному документі засвідчується, що конкретні вимоги до якості питної води повинні бути уточнені, виходячи з місцевих умов (насамперед, джерел водопостачання), економічної та фінансової ситуації, а також наявного методичного, технологічного, технічного, аналітичного та іншого забезпечення конкретної держави чи регіону [13].

Якість питної води регламентується державними чи національними нормативними актами, установленними на території держави (чи групи держав) [10, 37, 38]. В усьому світі вимоги до якості питної води постійно корегуються за результатами новітніх наукових досліджень щодо впливу питної води на здоров'я населення, зміною екологічного стану довкілля, а отже і якістю природних джерел, які залучені до систем питного водопостачання [23].

У теперішній час в Україні у багатьох випадків технології та очисні споруди водопідготовки вже не є адекватними наявній якості води і не можуть виконувати бар'єрну роль до всіх присутніх у ній забруднювачів [39-41].

На шляху інтеграції до європейського суспільства Україна повинна розвиватися саме за європейськими принципами і стандартами [42, 43], а отже при прийнятті нових нормативних документів обов'язково враховувати законодавство європейських країн, зокрема Директиву 98/83/ЄС «Про якість

питної води, призначеної для споживання людиною». Запроваджуючи зазначену Директиву країни-члени ЄС прагнули гарантувати, що в будь-якій країні ЄС людина може пити воду «з крану» з абсолютною упевненістю в тому, що вона є безпечною для здоров'я. Проте кожна країна у разі необхідності і з урахуванням місцевих особливостей систем водопостачання може встановлювати додаткові параметри якості води, а також приймати значення окремих показників вищими за наведені у Директиві (в останньому випадку, передбачається необхідність проінформувати відповідні інстанції щодо таких дій) [37].

Основним нормативним документом, що регламентує якість питної води в Україні, є Державні санітарні правила і норми - ДСанПіН 2.2.4-171-10 «Гігієнічні вимоги до води питної, призначеної для споживання людиною», які введені у дію Постановою головного державного санітарного лікаря України від 19.07.2010 за №26 (документ зареєстрований в Міністерстві юстиції України 1 липня 2010 р. за № 452/17747). Цією ж постановою було призупинено дію ГОСТ 2874-82 «Вода питьевая. Гигиенические требования и контроль за качеством» [44].

ДСанПіН 2.2.4-171-10 «Гігієнічні вимоги до води питної, призначеної для споживання людиною» є обов'язковими для виконання органами виконавчої влади, місцевого самоврядування, підприємствами, установами, організаціями незалежно від форми власності та підпорядкування, діяльність яких пов'язана з проектуванням, будівництвом та експлуатацією систем питного водопостачання, виробництвом та обігом питних вод, наглядом і контролем у сфері питного водопостачання населення, та громадянами.

Санітарні норми встановлюють вимоги до безпечності та якості питної води, призначеної для споживання людиною, а також правила виробничого контролю та державного санітарно-епідеміологічного нагляду у сфері питного водопостачання населення. Вказаний документ містить перелік і допустимі значення хімічних і біологічних показників, які зумовлюють

епідеміологічну і радіологічну безпеку питної води, забезпечують високі органолептичні (естетичні) властивості і можуть бути технічно досяжними в сучасних економічних умовах.

На відміну від попереднього нормативного документу «ГОСТ 2874-82» у ДСанПіН 2.2.4-171-10 було збільшено кількість показників, визначення яких є необхідним для забезпечення якості питної води, нешкідливої та безпечної для здоров'я людини, та зменшені концентраційні рівні деяких з них [6, 22, 45]. Зокрема, розширено загальний перелік токсикологічних показників і приведено їх у відповідність з Директивою ЄС. Такі компоненти, як ртуть, кадмій, ціаніди, талій, шестивалентний хром, 1,1-дихлоетален, 1,2-дихлоетилен, бенз/а/пирен не повинні знаходитися у концентраціях, що перевищують гранично допустимі величини, рекомендовані у головному додатку Директиви ЄС. Те ж саме відноситься до хімічних компонентів води, спроможних змінювати її органолептичні властивості (цинк, поверхнево-активні речовини, нафтопродукти, феноли). Щодо інших хімічних компонентів, не наведених у вказаних ДСанПіН, які можуть бути у воді джерел водопостачання внаслідок промислового, сільськогосподарського та побутового забруднень, то їх наявність не допускається або їх концентрація не повинна перевищувати гранично допустимі концентрації (ГДК).

До переліку токсикологічних показників безпечності хімічного складу питної води було віднесено тригалогенметани, але терміни для обов'язкового контролю окремих представників цієї групи було видовжено до 2020 року. Суттєвого доповнення зазнали епідемічні показники безпеки питної води, а саме вперше стало обов'язковим визначення у воді паразитологічних показників. Це обумовлено даними про зростання у країнах світу епідемічного значення водного чинника в інфекційній захворюваності населення паразитогами, їх значущості як показників вторинного забруднення води у водопровідній мережі, а також необхідністю досягнення

відповідності вітчизняних вимог міжнародним критеріям епідемічної безпеки питної води. Вперше також введено визначення патогенних бактерій, вірусів та коліфагів.

У ДСанПіН 2.2.4-171-10 передбачені і «показники фізіологічної повноцінності якості води», які характеризують адекватність мінерального складу води біологічним потребам організму людини. Такі нормативи передбачені у документах багатьох країн світу, а їх вибір базується на відомій у даний час інформації щодо мінімально необхідного рівня вмісту у воді деяких біогенних елементів.

Враховуючи широке використання, дозволених МОЗ України для застосування у практиці господарсько-питного водопостачання, різних реагентів (коагулянтів, флокулянтів, дезінфектантів тощо), у ДСанПіН для їх залишкової кількості також встановлені гігієнічні нормативи [14, 46, 47].

У вказаних ДСанПіН окремо відзначено, що у системах питного водопостачання населення можуть використовуватись лише матеріали, хімічні речовини та сполуки (коагулянти, флокулянти, реагенти для знезараження, консерванти, ємкості, тара, засоби закупорювання, мийні та дезінфікуючі засоби, обладнання, устаткування, будівельні матеріали тощо), які мають відповідних дозвіл центрального органу виконавчої влади із забезпечення санітарного та епідемічного благополуччя населення для застосування у цій сфері [24].

Важливе місце при запровадженні будь-якого нормативного документу займає його методичне забезпечення, зокрема стандартизовані методи аналізу води. Як вже зазначалося вище, ряд хімічних та біологічних показників якості води були запроваджені уперше, проте у вказаному документі з цього питання присутні лише посилання на літературні джерела, а саме методичні вказівки, рекомендації, уніфіковані методи аналізу тощо. Але для визначення найбільш токсичних компонентів, вміст яких у воді дуже низькій, необхідні сучасні методи аналізу (хроматографічні,

масспектрофотометричні, атомно- або плазменнофотометричні та ін.), які потребують не тільки складного аналітичного обладнання, але й висококваліфікованого персоналу. Те ж саме відноситься і до мікробіологічних та паразитологічних показників. Проте проблема методологічного забезпечення і досі залишається в цілому невизначеною і дуже заплутаною.

ДСанПіН 2.2.4-171-10 «Гігієнічні вимоги до води питної, призначеної для споживання людиною» встановлює вимоги за 76 показниках якості води, введення яких відбувається поетапно: з липня 2010 здійснюється контроль за 53 показниками, з 01.01.2015 р. - за 64 показниками, з 01.01.2020 р. - за 76 показниками.

За додержанням вимог ДСанПіН 2.2.4-171-10 здійснюється державний санітарно-епідеміологічний нагляд у порядку запобіжного та поточного нагляду, який реалізується через планові вибіркові перевірки дотримання санітарного законодавства на об'єктах водопостачання населення, а також позапланово залежно від санітарно-епідемічної ситуації та за зверненнями громадян [6].

Технології очищення поверхневих вод широко описані в літературі. У світовій практиці застосовуються як класичні (реагентні) процеси, так і мембранні (безреагентні) технології[30, 48-56]

В якості доочищення продовжують використовувати повільні (біологічні) фільтри з різними носіями[57-59]. Цікавість також являють технології попереднього очищення, зокрема від ціанобактерій[31, 60, 61]. Використання сучасних реагентів для водопостачання представлено в роботах [62-69].

Значну цікавість також являють сучасні методи знезараження води, альтернативні застосуванню хлору, які не призводять до утворення ТГМ. В першу чергу, мова йде про використання діоксиду хлору, УФ-опромінення, а також їх комбінацій, в т.ч. з хлорвмісними реагентами[40, 70-73].

Якість підземних вод та способи її досягнення детально розглянуті в наступному розділі.

1.3. Якість води підземних джерел водопостачання

Підземні води досить широко використовуються у системах централізованого питного водопостачання, тому що, насамперед, є більш захищеними у порівнянні із поверхневими. Крім того, підземні води зазвичай характеризуються досить високими фізико-хімічними та бактеріологічними показниками, мають постійний гідрохімічний склад, який не залежить від погодних і сезонних коливань [5, 8, 9, 74].

До найбільш характерних проблем підготовки підземних вод для питних цілей відносяться видалення з води сполук заліза, мангану, амонію, мінеральних солей, розчинених у воді газів [47, 75-78].

Необхідність видалення вуглекислого газу, який не відноситься до забруднювачів, пов'язана з його впливом на основні технологічні процеси очищення води від вказаних вище інгредієнтів [79].

Розчинений у воді сірководень при значеннях $pH \leq 5,0$ знаходиться у молекулярній формі, а при збільшенні pH частково переходить у форму гідросульфід-іону. Найчастіше основна маса сірководню виводиться десорбцією під час аерації води. Така технологія є особливо доцільною, якщо одночасно з сірководнем необхідно видалити і інші гази, насамперед, вуглекислий газ. Як десорбер застосовуються градірні, при низькому вмісті сірководню - бризкальні установки, а при великих концентраціях - пінна дегазація [7, 80, 81].

Значна частина підземних вод, залучених до централізованого питного водопостачання, не відповідає вимогам основного нормативного документу - ДСанПіН 2.2.4-171-10 «Гігієнічні вимоги до води питної, призначеної для споживання людиною» - за одним або кількома показникам. Насамперед, підземні води практично на всій території України збагачені сполуками

заліза, причому їх концентрація змінюється у дуже широкому діапазоні - від 0,5 до 20 мг/дм³ (іноді і більше). Гранично допустимий вміст цього інгредієнту у вказаних СанПіН був знижений з 0,3 до 0,2 мг/дм³, що суттєво погіршило існуючу ситуацію. Станції знезалізнення води побудовано лише у містах обласного або районного значення, у той час як малі міста та сільські населені пункти майже повсюдно постачаються питною водою з підвищеним вмістом заліза. При цьому наявні станції або фільтри знезалізнення води зазвичай працюють неефективно, не дозволяючи видалити залізо до потрібного рівня. За таких умов досягти встановленого чинним нормативним документом значення показника заліза практично неможливо без відповідної реконструкції очисних споруд [8, 9, 75].

Одночасно із залізом у ДСанПіН було зменшено і концентрацію сполук мангану (з 0,1 до 0,05 мг/дм³), які у більшості випадків є «супроводжувачим» компонентом заліза [7, 74, 82, 83].

Для багатьох підземних вод характерна і наявність сполук амонію, які потрапляють до неї через неправильне улаштування або повну відсутність зон санітарної охорони джерел питного водопостачання (свердловини, наприклад, розташовані поблизу сільськогосподарських угодь, тваринних комплексів і т.п.). Вміст амонію у питній воді встановлений на рівні - 0,5 мг/дм³, будь-які спеціальні споруди для видалення цього інгредієнту у системах водопостачання в нашій країні відсутні [84].

Технології видалення з води фенолів описані в роботах [85].

З інших забруднювачів, достатньо поширених у підземних водах України, необхідно відзначити підвищену, а подекуди і високу мінералізацію води, в тому числі і її жорсткість. Для кондиціонування таких вод найбільш доцільним вважається застосування оберотноосмотичних, мембранних та аналогічних технологій, проте їх впровадження на станціях водоочищення обмежується через технологічні, економічні та екологічні причини.

Подекуди у підземних водах відмічається понаднормативний вміст інших інгредієнтів, таких як сполуки арсену, нафтопродукти, залишки пестицидів та ін., для видалення яких необхідно застосування комбінованих технологій (наприклад, сорбційні та мембранні) [77, 78, 86-98].

1.4. Сучасні технології знезалізнення і деманганації води

Як вже зазначалось вище концентрація заліза у питній воді обмежена на рівні $0,2 \text{ мг/дм}^3$. Згідно ДСанПіН 2.2.4-171-10 в окремих випадках при невисокій концентрації вказаного компонента і відсутності водоочисних споруд, за узгодженням з відповідними санітарними органами, дозволяється подавати воду з концентрацією заліза до 1 мг/дм^3 , однак такі дозволи можна буде отримувати лише до 2020 року. Це означає, що вказані міри є тимчасовими і при постійній експлуатації водозабору підземна вода повинна проходити спеціальну обробку (у даному випадку знезалізнення) для доведення її якості до вимог чинного нормативного документу.

У практиці підготовки питної води існує багато методів очищення води від сполук заліза, які різняться за ступенем технологічної надійності, економічності, простоти експлуатації тощо. Вибір того чи іншого методу залежить від вихідної концентрації компонента, форми його знаходження у воді, а також від загального хімічного складу підземної води [5, 6, 11, 75, 82, 99-105].

Процес знезалізнення води може реалізуватися наступними основними способами: фізико-хімічний, який полягає в окисненні заліза з наступним видаленням утвореної твердої фази його гідроксидних сполук; застосування іонообмінних або мембранних матеріалів; різні варіанти так званого методу «Верідокс» (очищення у безпосередньо у водоносному пласті) та біотехнології. Найбільш поширеним серед вказаних є фізико-хімічний метод [82, 101].

Для видалення заліза з води його, насамперед, необхідно перевести у малорозчинну сполуку. В підземних водах України, мало збагачених органічними речовинами (які є активними комплексантами), залізо зазвичай знаходиться у формі Fe (II). До малорозчинних сполук цієї форми можна віднести:

фосфат заліза - FePO_4 , добуток розчинності $\text{ДР}_{\text{FePO}_4} = 3,5 \cdot 10^{-27}$;

карбонат заліза - FeCO_3 , $\text{ДР}_{\text{FeCO}_3} = 3,5 \cdot 10^{-11}$;

сульфід заліза - FeS , $\text{ДР}_{\text{FeS}} = n \cdot 10^{-20}$;

гідроксид заліза - Fe(OH)_2 , $\text{ДР}_{\text{Fe(OH)}_2} = 1 \cdot 10^{-15}$

Однак при утворенні вказаних сполук концентрація розчиненого заліза, що знаходиться у рівновазі з твердою фазою, буде значно перевищувати встановлені нормативні вимоги - $0,2 \text{ мг/дм}^3$, тобто видалити з води залізо до встановленого нормативного рівня у 2-валентній формі неможливо [11, 74, 83].

Із сполук заліза - Fe (III) мінімальною розчинністю характеризується його гідроксид Fe(OH)_3 ($\text{ДР}_{\text{Fe(OH)}_3} = 6,3 \cdot 10^{-38}$), який при «старінні» стає ще менш розчинною сполукою. В цьому випадку сумарна концентрація розчинних форм заліза у воді після осадження твердої фази є значно меншою за $0,2 \text{ мг/дм}^3$, отже видалення з води заліза може відбуватися у формі гідроксидних сполук Fe (III). Таким чином, процес видалення заліза з підземної води можна представити наступною схемою [11, 83]:

окиснення: $\text{Fe}^{2+} \Rightarrow \text{Fe}^{3+} + e$

гідроліз: $\text{Fe}^{3+} + 3 \text{ OH}^- \Rightarrow \text{Fe(OH)}_3$

перехід у тверду фазу – осадження $\text{Fe(OH)}_3 \downarrow$

Враховуючи сказане, технологія знезалізнення води за вищенаведеним методом включає кілька стадій, а саме окиснення Fe (II), гідроліз Fe (III) і осадження утворених сполук у вигляді твердої фази. Останній етап може реалізуватися або у товщі фільтруючого навантаження або у відстійних спорудах [7].

Видалення заліза методом іонного обміну або із застосуванням мембран полягає у фільтруванні залізовмісної води крізь шар катіоніту або спеціально підібраних мембран з наступною регенерацією фільтруючого матеріалу відповідним розчином (регенерантом). Ці методи є досить специфічними, порівняно вартісними і поки що використовується лише в локальних процесах підготовки води на окремих підприємствах [62, 106-108].

Принцип методу «Верідокс» полягає в окисненні заліза безпосередньо у пласті. З цією метою у водовмісний пласт подається окиснювач (кисень, насичена киснем вода та ін.), який окиснює залізо, а утворені нерозчинні сполуки затримуються у пласті. Проте незважаючи на видиму простоту даного методу, насправді він є достатньо складним і не знайшов широкого застосування у практиці водопостачання [109, 110].

Біотехнологічні методи знезалізнення води, безумовно, є найбільш перспективним напрямом очищення води [111-113]. Вони засновані на використанні спеціальних особливих або специфічних мікроорганізмів, найбільш дослідженими, а отже і найбільш поширеними з яких, є залізобактерії. Останні переводять сполуки Fe(II) у Fe (III), які завдяки гідролізу осаджуються у вигляді малорозчинних гідроксидних сполук. Вважається, що інтенсивний ріст залізобактерій відмічається у воді з концентрацією від 10 до 30 мг/дм³ заліза, але за результатами ряду досліджень [114-116] вони можуть активно розвиватися і при більш низьких його концентраціях. При цьому єдиною умовою розвитку - є підтримання кислотності середовища на достатньо низькому рівні при одночасному доступі кисню з повітря, хоча б у дуже малій кількості [117, 118].

Проте за всі переваги у біотехнологічних методів є дуже суттєвий недолік – це відносна низька швидкість процесу і необхідність підтримання специфічних умов існування мікроорганізмів. Тому, ці методи використовуються лише в деяких країнах світу, у вітчизняній практиці водопідготовки вони поки ще відсутні [10, 99, 119, 120].

Отже, найбільш технологічним, і через це більш поширеним, є метод попереднього окиснення води з наступним відділенням утвореного осаду шляхом фільтрування. При цьому як окиснювач зазвичай використовується кисень повітря, який вводиться у воду методом спрощеної аерації. Під час фільтрування спочатку на поверхні фільтруючого матеріалу утворюється особлива плівка із сполук заліза, яка виступає у ролі каталізатора, що активно інтенсифікує процеси окиснення і видалення з води заліза протягом фільтроциклу [121-123].

При застосуванні даного методу виключається необхідність у повному окисненні всього заліза на початковій стадії, а отже немає потреби у спеціальних аераційних спорудах (градирні, бризкальні басейни тощо) [11, 20, 75, 100, 121].

Метод спрощеної аерації може застосовуватися у двох варіантах: безнапірному і напірному. У безнапірній схемі насичення води киснем повітря досягається вільним зливом води у «кишеню» або центральний канал фільтру з висоти 0,5-1,0 м. У напірних схемах повітря подається до трубопроводу від повітродувки [11, 75, 82, 101].

Іноді, коли залізо знаходиться у воді у важко окислювальній формі (наприклад, комплексні органічні сполуки заліза), метод спрощеної аерації є недостатнім і не може забезпечити переведення заліза у його 3-х валентну форму та утворення твердої фази гідроксидних сполук. В таких випадках використовуються більш потужні окиснювачі (хлор, озон та ін.), а також лужні агенти (вапно, сода) [11, 101].

Основне навантаження з видалення сполук заліза у наведеній вище технології припадає на фільтрувальні споруди, а саме, на фільтруюче завантаження. При виборі останнього повинні враховуватися фізико-хімічні та технологічні властивості матеріалу, його вартість, доступність для промислового використання, а також відповідність усім технологічним, токсикологічним та санітарно-гігієнічним вимогам до фільтруючих

матеріалів, які використовуються у господарсько-питному водопостачанні [11, 101]. До ефективних фільтруючих матеріалів, які задовольняють вказані вище вимоги відноситься природний цеоліт - кліноптилоліт [11].

За наявності у підземній воді високих концентрацій заліза (15-20 мг/дм³) використовується схема двоступеневого фільтрування. При цьому на початку технологічної схеми улаштовується вентиляторна градирня, що дозволяє одночасно вирішувати два завдання: дегазацію (видалення вуглекислого газу і сірководню) і насичення води киснем [124-126].

Якщо дегазація води не потрібна, а необхідний ступінь насичення киснем води в градирнях не досягається, можуть застосовуватися схеми з одно-або двоступеневою установкою напірних фільтрів і з напірними змішувачами, до яких підводиться стиснуте повітря (при надлишкових тисках розчинність кисню зростає) [125-127].

За відсутності позитивних результатів безреагентного знезалізнення або необхідності очищення води від інших забруднювачів застосовуються спеціальні реагентні методи. При дуже високих концентраціях заліза може застосовуватися двоступенева схема з освітленням води у відстійниках (або в освітлювачах із завислим осадом) і фільтруванням. Якщо аерацією не вдається досягти необхідного ступеня насичення води киснем, застосовуються більш потужні ніж кисень повітря окиснювачі, в тому числі хлор, озон, перманганат калію або інші реагенти. При надлишку у вихідній воді агресивної вуглекислоти необхідно проводити її попередню десорбцію, що скорочує витрати лужних реагентів [100, 127-129].

У підземних водах манган зазвичай присутній у вигляді Mn (II) і у більшості випадків є супутнім компонентом заліза [123, 130, 131]. Технологія деманганації води принципово схожа зі знезалізненням, але на відміну від заліза у своїх малорозчинних сполуках манган перебуває у проміжній валентності, що потребує підтримання величина редокс-потенціалу системи на рівні, який забезпечуватиме окиснення мангану лише до Mn (IV) [119,

132]. Утворений після окиснення осад важко розчинних сполук може видалятися за одноступеневою або двоступеневою схемами, іноді із застосуванням коагулянтів і флокулянтів. У ряді випадків очисні споруди можуть бути призначені для одночасного знезалізнення і деманганації води. При невеликих концентраціях мангану така технологічна схема очищення включає інтенсивну аерацію води з десорбцією вуглекислого газу, підключення до рН 9-10 і, після не менше 15-20 хвилинного перебування у камері реакції, освітлення за одноступеневою схемою. Каталізатором окиснення може бути діоксид мангану (MnO_2), що дозволяє здійснювати процес при помірних значеннях рН (8,5-9,0). Як реактор-окиснювач застосовується фільтр, завантажений піралюзітовим піском. Плівка оксидів, що виконують роль каталізатора, нарощується шляхом обробки зернистого завантаження (кварцового піску, цеоліту тощо) фільтрів розчином перманганату калію з одержанням так званого «чорного піску», або утворюється самостійно на поверхні зерен фільтруючого матеріалу. Така плівка є активною до сполук Mn(II) , які поступово окислюється до Mn(IV) [11, 37, 133].

Деманганація води може відбуватися достатньо швидко і при невисоких значеннях рН, коли замість окиснювача - кисню повітря, концентрація якого при атмосферному тиску є недостатньою, використовується хлор або озон. Деманганація із застосуванням хлору успішно реалізується при рН 7,5-8,5 із часом контакту - 20-25 хв [11]. Утворюваний MnO_2 , який затримується у товщі фільтруючого завантаження, далі виступає каталізатором окисного процесу. Для запобігання накопичення протонів, що виділяються під час реакції, необхідно створення певного лужного резерву.

Технологічна схема очищення води від сполук мангану включає закриті камери реакції і нейтралізації хлору та фільтр для затримування продуктів окиснення. Оскільки хлор вводиться у надлишку відносно

стехіометричних розрахунків, після камери реакції необхідно передбачати стадію дехлорування, наприклад, розчином тіосульфату натрію [10, 120].

У підземних водах з $\text{pH} \geq 7,0-7,5$ для видалення мангану може застосовуватися регенеративний метод статичної сорбції. При використанні порошкоподібного активного вугілля (ПАВ) на видалення 1 г мангану витрачається приблизно 5 г активного вугілля. Якщо вміст мангану у вихідній воді не перевищує $2-5 \text{ мг/дм}^3$, установка включає змішувач, камеру реакції, розраховану на 15-20 хв контакту води з вугіллям, перемішуючі пристрої та освітлювальні фільтри. При значних концентраціях мангану, коли потрібна доза ПАВ є більшою за $10-15 \text{ мг/дм}^3$, після камери реакції вода піддається коагуляції і очищається за одноступеневою схемою (в контактних освітлювачах) або за двоступеневою схемою (у відстійниках або освітлювачах з завислим осадом і фільтрах) [83, 134, 135].

Таким чином, найбільш зручнішою і доступнішою у практиці водопідготовки виявляється технологія знезалізнення/деманганації, яка передбачає окиснення сполук заліза та мангану з подальшим відділенням утвореного осаду на фільтрах. Як окисники можуть використовуватися кисень, озон, хлоровмісні та інші сполуки, а для завантаження фільтрів – зернисті матеріали (кварцовий пісок, цеоліт, керамзит та ін.[11]. Проте, незважаючи на широку поширеність такої технології, процеси, що перебігають під час її реалізації, залишаються недостатньо вивченими.

1.5. Роль біологічних процесів при знезалізненні і деманганації води

Можливість знезалізнення біотехнологічними методами зумовлена наявністю у воді особливих видів мікроорганізмів, які відносяться до залізобактерій. Вони, подібно кисню у фізико-хімічних методах, здатні окиснювати сполуки Fe (II) до Fe (III), які далі через стадію гідролізу переходять в осад і можуть бути видалені фільтруванням, осадженням або

іншими способами [82, 111]. При цьому вважається, що інтенсивний розвиток залізобактерій можливий лише за наявності у воді високих концентрацій заліза (понад 10 мг/дм³), хоча одержані під час досліджень результати засвідчили про можливість активного розвитку цих мікроорганізмів і при меншому вмісті заліза. Серед інших факторів, що впливають на життєдіяльність залізобактерій відмічаються рН середовища та наявність кисню [12, 101, 136-138].

Обмежене застосування біотехнологічних методів у водопідготовці в основному пов'язане з невисокою швидкістю процесу, а також необхідністю створення і підтримання спеціальних параметрів середовища для розвитку та життєздатності мікроорганізмів. Внаслідок цього, вказані методи застосовуються лише в деяких країнах світу. У Франції, наприклад, біологічний метод видалення з води заліза впроваджений на 80 водоочисних станціях. Компанією «Degremont» розроблені спеціальні біофільтрувальні установки (біореактори): «Ferazur» - для знезалізнення та «Mangazur» - для деманганації, які можуть працювати у звичайному або напірному режимах в широкому інтервалі продуктивності [139].

За результатами досліджень [83] було встановлено, що біологічна трансформація як сполук заліза, так і мангану, відбуваються за участю одних і тих самих груп залізо- і манганоокиснюючих мікроорганізмів. При біологічному способі видалення з води заліза найактивнішими вважаються три групи ферробактерій: нитчасті (*Leptotrix ochracea*, *Crenotropix polyspora*), стеблові (*Jallionella ferruginea*) та істинні (*Eubacteriales*) бактерії [74, 140] .

Основою передумовою для промислового використання біотехнологічних процесів є можливість контролю біологічного агенту за складом, що потребує одержання чистих за видовою належністю культур мікроорганізмів.

В результаті експериментальних досліджень щодо можливості виділення чистих культур залізо- та манганоокиснюючих мікроорганізмів у

лабораторних умовах були культивовані роди *Galionella*, *Leptothrix*, *Metallogenium* [103, 141]. В результаті ряду досліджень [142, 143] із донних осадів озера Байкал було виділено близько 115 чистих культур і зроблено спробу їх систематизації. Інші варіанти систематизації також представлені у роботах [83, 111, 144, 145]

Актуальність таких досліджень, насамперед, зумовлена необхідністю розширенням знань щодо видів, а отже і особливостей мікроорганізмів, які беруть участь у процесах знезалізнення води, що, в свою чергу, дозволить створювати оптимальні умови для їх життєздатності, роблячи, таким чином, процес очищення більш керованим [119, 134, 135, 146].

Методи культивування мікроорганізмів цих груп описані у [142, 147, 148].

Присутні у підземних водах залізо і манган здатні окислюватися до малорозчинних форм в результаті життєдіяльності хемісінтезуючих аеробних мікроорганізмів, які відносяться до груп залізо-манган-окиснювачів [117, 149, 150]. У процесі аеробного дихання акцептором електронів виступає кисень, а донором – в основному вуглець вуглекислоти (вуглекислий газ, бікарбонат-іон). Утворені в результаті окиснення залізо- та манганвміщуючі продукти реакції здатні ініціювати і підтримувати паралельне протікання процесів хімічного окиснення, виступаючи його каталізатором [3, 101, 135, 151]. Метод біологічного знезалізнення/деманганації може бути реалізований в системі внутріпластової обробки води (метод Верідокс) [152]. В цьому випадку на майданчику водозабору розташовується центральна водозабірна свердловина, навколо якої по колу розміщені кілька поглинаючих свердловин. Частина підземної води, що забирається водозабірної свердловиною, направляється на установки для видалення CO_2 і для насичення води киснем, з наступним нагнітанням у водоносний шар. Поступово навколо водозабірної свердловини формується замкнутий шар, насичений залізо- і манганокиснюючими мікроорганізмами. Вода, що

надходить до водозабірної свердловини, фільтрується через цей шар і звільняється від сполук заліза і мангану. Застосування цього методу виявляється доцільним при значній продуктивності водозабору; ефективність очищення залежить від величини редокс-потенціалу системи, оптимальне значення якої, в свою чергу, залежить від сукупності місцевих умов.

Біологічні методи можуть успішно застосовуватися у схемах очищення і кондиціонування підземних вод шляхом обробки води на біофільтрах, в завантаження яких внесені відповідні мікроорганізми. Завантаження при цьому виконує роль носія іммобілізованого мікробіального ценозу, а умови фільтрації сприяють його контакту з залізом і манганом [153]. Іноді застосовуються і двоступеневі установки: перший ступінь забезпечує знезалізнення, другий - деманганацію[12, 111, 119, 127, 132, 133, 153, 154].

Підвищення ефективності біологічних процесів може досягатись шляхом використання невеликих доз оксидантів, таких як озон або перманганат калію[119, 155-157].

1.6. Технології видалення з води амонію та інших сполук нітрогену

Іони амонію є продуктом мікробіологічного розкладання білків тваринного і рослинного походження. Утворений таким чином амоній знову включається у процес синтезу білків, беручи участь у біологічному кругообігу речовин (цикл нітрогену). З цієї причини амоній і його сполуки в невеликих концентраціях зазвичай присутні у природних водах. Сполуки амонію містять атом нітрогену у мінімальному ступені окиснення «-3».

До основних джерел надходження амонію у водні об'єкти відносяться тваринницькі ферми, господарсько-побутові стічні води, поверхневий стік із сільгоспугідь, де використовуються нітродобрива, стічні води промислових підприємств, стік зі сміттєзвалищ і т.д.

У підземних водах України сполуки нітрогену, зокрема амоній, нітрити та нітрати, зустрічаються майже повсюдно, але їх вміст по регіонах значно різниться. Підвищені концентрації нітратів зазвичай спостерігаються у Дніпропетровській, Одеській, Херсонській, Черкаській областях, в амонію - у Хмельницькій області [158].

За даними четвертого видання Керівництва із забезпечення якості води ВООЗ [13], сполуки амонію не мають прямого впливу на здоров'я населення, проте встановлений їх можливий вплив на органолептичні показники питної води (смак та запах), на процес знезараження води, на появу нітритів у системах розподілення води.

Крім того, збільшення вмісту сполук нітрогену може бути індикаторним показником, якій відображає погіршення санітарного стану водного об'єкта та свідчить про наявність процесу забруднення поверхневих і підземних вод, в першу чергу, побутовими і сільськогосподарськими стоками. При цьому підвищення концентрації іонів амонію і нітритів звичайно вказує на свіже забруднення, в той час як збільшення вмісту нітратів - на забруднення в попередній час. Всі форми азоту, включаючи і газоподібну, спроможні до взаємних перетворень.

Враховуючи сказане, вміст показників амонію, нітратів та нітритів регламентується у нормативних документах стосовно якості питної води у всіх розвинених країнах світу.

У Директиві Ради Європейського Союзу 98/83/ЄС «Про якість води, призначеної для споживання людиною» параметричне значення для амонію у питній воді встановлено на рівні 0,5 мг/л, для нітратів - 50 мг/л, для нітритів - 0,5 мг/л. В Україні згідно з чинними ДСанПіН 2.2.4.171-10 вміст амонію обмежений на рівні - 0,5 (2,6) мг/дм³, нітратів - 50 мг/дм³, нітритів - 0,5 (0,1) мг/дм³ (зазначені у дужках нормативи можуть встановлюватись за певних умов та у разі наявності відповідного дозволу органів санепіднагляду).

Найчастіше для очищення підземних вод від сполук амонію пропонуються методи зворотного осмосу, з використанням природних або синтетичних сорбентів [159, 160], електродіалізу [161], каталітичні [120, 162] та ін. Проте всі ці методи мають недоліки (складність у масштабуванні, виділення небезпечних речовин, необхідність утилізації утворених розсолів, потреба у регенерації сорбенту, висока вартість процесу тощо), що значно обмежує можливість їх практичної реалізації у системах водопостачання.

За таких умов біотехнологічні методи видалення амонію із питної води (аналогічно очищенню стічних вод) представляються більш прогресивними для дослідників у цій галузі [127, 128, 163-167].

Принципово процес біологічного видалення з питної води сполук амонію реалізується у два етапи: мікробіологічне окиснення амонію до нітрату (нітрифікацію) і мікробіологічне відновлення нітратів до нітритів і далі до азоту (денітрифікацію). У теперішній час існує декілька підходів до здійснення вказаного процесу: автотрофна і гетеротрофна нітрифікація-денітрифікація та комбіновані біолого-електрохімічні методи [168, 169]. Всі ці методи мають як переваги, так і недоліки, і для своєї реалізації у процесах водоочищення потребують різних умов [65, 170].

Як зазначено вище, процес біологічної нітрифікації-денітрифікації питної води може відбуватись як гетеротрофним, так і автотрофним шляхом.

Гетеротрофна нітрифікація-денітрифікація широко застосовується при очищенні стічних вод від нітратів. Умовою її реалізації є достатня кількість органічного вуглецю, яка задовольняється шляхом додавання водорозчинних, зокрема, метанолу, етанолу, оцтової кислоти та глюкози. Проте існують ризики погіршення якості стоків, пов'язані з недостатньою кількістю сировини або її надлишком. Деякі рідкі джерела вуглецю, такі як метанол і етанол, становлять небезпеку під час зберігання, транспортування та експлуатації внаслідок їх токсичності. Тому під час гетеротрофної

денітрифікації важливим є комплексне управління процесом та безперервний моніторинг [171].

При очищенні питної води недостатня кількість органічного вуглецю може обмежувати застосування гетеротрофної денітрифікації. На даний час проводяться дослідження, спрямовані на пошук оптимального та найбільш економічно вигідного джерела вуглецю. Так, у роботах [164, 171-173] експерименти здійснювались із застосуванням цукрів, рослинної сировини та синтетичних полімерів.

Авторами роботи [171] запропоновано використання промислового білого цукру як донора електронів та джерела вуглецю. При цьому відзначається, що використання цукру є більш економічно вигідним, ніж вторинної рослинної сировини через той факт, що остання потребує додаткової обробки, а отже сприяє удорожчання процесу.

Процес, де як джерела вуглецю використовується тверда сировина, називається твердофазною нітрифікацією-денітрифікацією. Існують два типи твердих джерел вуглецю, доступних для твердофазної денітрифікації: натуральні рослинноподібні матеріали та синтетичні біодеструктивні полімери [125, 164].

Натуральні матеріали, такі як стружка, солома та бавовна є дешевшими та доступнішими. Проте вони характеризуються високим рівнем вивільнення розчиненого органічного вуглецю. У дослідженні [164] як джерела вуглецю для біологічної денітрифікації питної води випробувано декілька видів рослинної сировини, а саме залишки деревних матеріалів (сосни, тополі), бавовни, стебла очерету, лакриці, кориці та ін.

Біодеградуючі полімери, у тому числі полігідроксиалканоати, полігідроксibuтират, полікапролактон, полібутиленсукцинат та полімілова кислота вважаються кращими джерелами вуглецю для денітрифікації внаслідок низького рівня вивільнення розчиненого органічного вуглецю, однак їх вартість є дуже високою [172].

В експериментах [119, 174, 175] досліджувався мікроорганізми р.*Acinetobacter sp.*, які здатні до автотрофної та гетеротрофної нітрифікації за різних умов.

У роботі [174] був використаний зразок *Acinetobacter sp.* SFA 10, ізолюваний з річкової води. Автори проводили ПЛР аналіз геному мікроорганізму, а повноту нітрифікації визначали за допомогою спектрофотометрії зразків води. За результатами досліджень було встановлено, що температурний оптимум дії *Acinetobacter sp.* SFA 10 дорівнює -5°C , а швидкість видалення амонію - становить $2,05 \text{ мг NH}_4^{+}/\text{год}$, за початкової концентрації амонію 5 мг/дм^3 . При збільшенні концентрації до 45 мг/дм^3 , швидкість видалення амонію знижувалась.

Нітрифікація *Acinetobacter sp.* SFA 10 відбувається за допомогою ферментів монооксигенази аміаку (МОА) та гідроксиламін-оксидази (ГАО).

Результати дослідження показали, що *Acinetobacter sp.* окислює амоній до NH_2OH , який потім перетворюється у нітрат. Здатністю до денітрифікації даний штам не володіє.

У роботі [176] досліджувався *Acinetobacter sp.* HITLi7, здатний до гетеротрофної нітрифікації при температурі - 2°C . Для прогнозування показників зниження вмісту амонію у питній воді при низькій температурі кінетика штамів HITLi 7 вивчалась за допомогою кінетичних моделей Моно. В результаті було встановлено, що спорідненість HITLi7 до амонію була вищою за наявності достатньої кількості джерела вуглецю. Максимальна швидкість видалення амонію становила $0,18 \text{ мг NH}_4^{-}/\text{дм}^3/\text{год}$ при співвідношенні C/N від 10 [177].

Авторами [174] зазначалось, що деякі гетеротрофні нітрифікуючі бактерії, такі як *Pseudomonas sp.*, *Alcaligenes faecalis*, *Acinetobacter sp.*, *Bacillus subtilis*, *Rhodococcus sp.*, *Agrobacterium sp.*, *Microbacteria sp.* і *Klebsiella pneumoniae* можуть знижувати вміст амонію шляхом перетворення в N_2 та/або N_2O . *Acinetobacter sp.* Y16 та *Microbacterium sp.* SFA13 здатні

видаляти амоній у низьких концентраціях (<5 мг/л) при 2°C і 5°C , а *Acinetobacter sp. HA2* і *Pseudomonas stutzeri YZN-001* - у концентрації 100 мг/дм³ при 10°C [130].

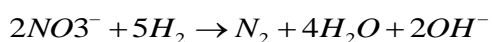
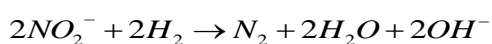
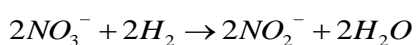
Крім того, автори відзначали, що деякі гетеротрофні нітрифікатори, зокрема *Pseudomonas stutzeri YZN-1001*, здатні виконувати одночасну гетеротрофну нітрифікацію та аеробну денітрифікацію, використовуючи амоній як єдине джерело азоту при 8°C . Цей штам може перетворювати амоній на N_2 без утворення нітритів та нітратів. У той же час накопичення нітритів та нітратів спостерігалось у процесі вилучення амонію за допомогою *Rhodococcus sp. CPZ24*, а нітрит був домінуючим продуктом нітрифікації для *Bacillus methylotrophicus L7*, *Marinobacter sp. F6* і *Klebsiella pneumoniae CF-S9*. Серед кінцевих продуктів у даних експериментах після деградації амонію спостерігались N_2 , внутрішньоклітинний азот, та NO_3^- , NO_2^- і N_2O у слідових концентраціях[125, 126].

До основних проблем при дослідженнях процесу автотрофної денітрифікації відносяться пошук оптимального донора електронів та шляхів інтенсифікація процесу за рахунок підбору оптимальної конструкції біофільтрів [163, 168, 169, 172, 177-179].

Як джерела донорів електронів для автотрофної нітрифікації використовують газоподібний водень та елементарну сірка, які вважаються безпечними для здоров'я людини і не потребують подальших кроків для видалення надлишку субстрату або його похідних [172].

Автотрофні мікроорганізми, наприклад, *Micrococcus denitrificans*, розщеплюють нітрат до нітриту та азоту за рахунок окиснення водню до води[165, 179, 180].

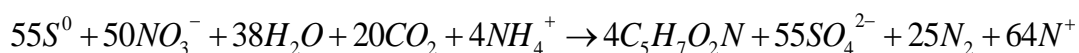
Реакція перебігає за наступною схемою:



Через той факт, що H_2 є простою речовиною, слабо розчинною у воді (1,6 мг/л при 20^0C), цей реагент вважається прийнятним для біологічного процесу автотрофної денітрифікації, як, свого роду, чистий донор електронів. Проте до недоліків застосування водню потрібно віднести необхідність застосування особливих заходів безпеки при його генерації і транспортуванні та достатньо високу вартість процесу, а також повільний ріст автотрофних мікроорганізмів [163].

У роботі [181] досліджено ефективність процесу автотрофної денітрифікації з використанням сірки як джерела вуглецю, реалізованого у мембранну біореакторі (МБР). Застосування сірки виключає ряд проблем у роботі біореактору, які мають місце при застосування органічного вуглецю. Крім того, сірка є дешевшим і доступнішим джерелом електронів, а очищення води від мікроорганізмів усувається мембранною фільтрацією.

Даний процес відбувається за реакцією:



Основними недоліками процесу є утворення сульфату та кислоти, що усувається шляхом додавання вапняку або бікарбонату натрію.

Авторам дослідження вдалося досягти повного видалення нітратів з питної води досліджуваним методом.

Застосування автотрофних мікроорганізмів зараз активно вивчається через дослідження нітрифікації-денітрифікації за участі біоценозу археобактерій [178], *Acinetobacter sp. SZ286* [177], *Nitrospira spp.* [175], *Micrococcus denitrificans* та ін. У роботі [178] було досліджено консорціум нітрифікуючих археобактерій у зразках очищеної на біофільтрах питної води. Ідентифікація проводилася за допомогою ПЛР. У результаті експериментів встановлено, що у консорціумі переважають метаногенні організми, які належать до виду *Euryarchaeota*. Домінуючими мікроорганізмами виявились *Methanobacterium alcaliphilum* і *Methanobacterium flexile*. В декількох зразках були виявлені клони *Methanospirillum hungatei*.

Крім археобактерій були присутні *Nitrosomonas oligotropha*, *Nitrosopumilus maritimus* і *Nitrospiramos coviensis*, *Candidatus Nitrospira defluvii*. У висновках зазначалось, що фактори середовища, такі як рН, рівень кисню, сумарний вміст неорганічного азоту, температура активно впливали на загальний склад бактеріального та археобактеріального консорціуму[128].

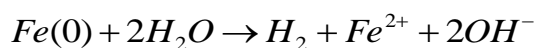
У дослідження [177] було продемонстровано здатність мікроорганізмів роду *Acinetobacter* sp. SZ28 до здійснення автотрофної денітрифікації. Механізм видалення азоту штамом SZ28 визначався за допомогою вимірювання концентрації газоподібного азоту в середовищі. За результатами аналізу максимальна деградація нітратів була досягнута при концентрації Mn_2^+ , який був донором електронів, 143,56 мг/дм³, співвідношенні C/N - 6,82, вихідному рН - 5,17 та температурі від 34,2⁰С. Вміст нітратів у воді при обробці їх *Acinetobacter* sp. SZ28 знизився з 1,63 мг/л до слідових концентрацій.

У деяких дослідженнях щодо інтенсифікації процесу вивчалась можливість комбінації методу автотрофної денітрифікації та електрохімічних методів [168, 182].

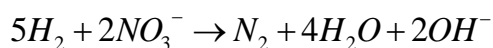
Авторами [168] було випробувано комбінований біоелектрохімічний та автотрофний процес денітрифікації з використанням сірки для очищення питної води. З цією метою було сконструйовано біореактор, у верхній частині якого відбувались біоелектрохімічні процеси, а у нижній – біологічна денітрифікація. H^+ , що виділявся внаслідок розкладання сірки у верхній частині реактора, використовувався для біоелектрохімічної денітрифікації водню на катоді. При цьому, оскільки H^+ , що виробляється при денітрифікації сірки, споживається у процесі біоелектрохімічної денітрифікації водню, відсутня необхідність додавання вапняку для підтримки рівня рН.

Авторами також було досліджено склад біоплівки мікроорганізмів, де основним представником виявилася бактерія *Thiobacillus denitrificans*.

Існують дослідження стосовно можливості використання комбінованої автотрофно/гетеротрофної денітрифікації. Так, у роботі [169] запропонований новий підхід гетеротрофної/автотрофної денітрифікації (ГАД) за симбіотичним співвідношенням гетеротрофних денітрифікації та автотрофних процесів денітрифікації, підтримуваних бавовною як гетеротрофного джерела живлення та нульвалентним залізом. Основною функцією нульвалентного заліза в системі є зменшення розчиненого кисню, сприяння гетеротрофній денітрифікації, відповідно до рівнянь:



Після проходження гетеротрофного процесу виділяється водень, що підтримує автотрофну денітрифікацію відповідно до рівняння:



Безперервні випробування показали, що реактори ГАД були більш ефективними, ніж реактор, де здійснювалась лише гетеротрофна денітрифікація. Коефіцієнт видалення нітратів у комбінованому реакторі був на 46% вищим, ніж у гетеротрофному реакторі. Недоліком даного методу автори визначають осідання заліза на обладнанні, утворення так званої «зеленої іржі». Проте процес накопичення іржі вдалося зменшити, використовуючи більш короткий процес експлуатації біофільтру. Автори зазначають, що даний спосіб очистки питної води є перспективним, тому що продуктивність такого біофільтру є більшою у порівнянні із гетеротрофним та автотрофним процесом окремо.

Авторами [171, 183] вивчався процес денітрифікації питної води за допомогою пробіотичних бактерій. Зазначалось, що основними недоліками біологічної денітрифікації є проблема забруднення води біологічними денітрифікуючими агентами, а також технологічні складнощі іммобілізації бактерій на носіях. У дослідженнях використовувались культури біологічних агентів *Bacillus subtilis*, *Bacillus licheniformis*, *Lactobacillus acidophilus*, *L.*

bifidus, *L. bulgaricus* і *Streptococcus thermophilus*, іммобілізованих на завантажені фільтру. В результаті експериментів авторами доведено, що пробіотичні бактерії здатні до денітрифікації води, зокрема при фільтруванні води, що вміщувала 300-500 мг/дм³ KNO₃, концентрація нітратів знижувалась до 2,5 мг/дм³.

Однак під час досліджень було виявлено технологічні проблеми при масштабуванні процесу. З'ясувалося, що газ, утворений в результаті денітрифікації безпосередньо в місцях розташування іммобілізованих бактерій, тобто в тілі фільтра, сприяє осадженню завантаження, ускладнює проходження води крізь піщані та вугільні фільтри. Цей недолік не вдалося виправити зміною конструкції фільтра або перемішуванням.

У ряді робіт повідомлялось про можливість деяких представників грибів, наприклад *Fusarium oxysporum*, *Cylindrocarpon ton-kinense*, *Fellomyces fuzhouensis*, *F. oxysporum*, *Penicillium* sp. денітрифікувати NO₃⁻ до газоподібного N₂O [89, 174] Проте на сьогодні не має вагомих результатів досліджень з використання грибів як біологічного агенту для очищення питної води.

1.7. Проблеми поводження з ТПВ

Наразі ситуацію, яка склалася в Україні у сфері поводження з твердими побутовими відходами (ТПВ), можна розглядати як кризову. Вона зумовлена рядом проблем, кількість та сутність яких постійно розширюється. Серед них необхідно виділити наступні: накопичення відходів як на спеціально улаштованих полігонах, так і на несанкціонованих звалищах; відсутність підготовчих заходів із сортування відходів та технологій їх ефективної переробки і утилізації; прогресуюче навантаження на оточуюче середовище токсичних компонентів ТПВ; недосконалість моніторингу та законодавчо-нормативної бази; зростання соціальної напруги через невдоволеність населення станом полігонів і звалищ тощо [184-191].

Для переробки ТПВ запропоновано біологічні, хімічні, механічні, термічні та інші методи, а також їх комбінації (біотермічна обробка, спалювання, біологічна ферментація, піроліз, компостування, обробка перегрітою парою, а також плазмовий переплав). Проте усі відомі у теперішній час методи виявляються неефективними або малоефективними для перероблення змішаних ТВП і характеризуються рядом основних недоліків [17, 192-208]:

- висока вартість процесу;
- значний рівень забруднення навколишнього середовища.
- недостатній ступень утилізації матеріально-енергетичних джерел.

Важливість проблеми поводження з відходами визначається через прийняття спеціальних Директив ЄС, у яких закріплено наступні принципи: [209-213]:

- зменшення кількості захоронень відходів на звалищах, які піддаються біологічному розпаду.
- надання переваги повторному використанню компонентів відходів.
- запобігання спалювання відходів без використання теплоти, а також неконтрольоване видалення відходів на полігонах та звалищах.

Враховуючі європейський курс України державна політика у сфері поводження з ТПВ повинна відповідала сучасним тенденціям і бути адаптованою до законодавства ЄС. При цьому необхідно додержуватися цільових завдань ЄС на довгостроковий період:

- щодо захоронення відходів на полігонах: Директиви 1999/31/ЄС, в якій передбачено що держави-члени ЄС зменшать об'єми відходів на полігонах до 2020 року, а також біологічне розкладання до 35% від рівня 1995 року;
- щодо використання пакувальних матеріалів та тари: Директива 2004/62/ЄС, в якій передбачено з 2012 року переробляти мінімум 55 % цих відходів;
- щодо спалювання відходів: Директива 2000/76/ЄС, в якій передбачено сортування відходів та утилізація теплової енергії;

- щодо відходів від електронного та електричного обладнання: Директива 2000/95/ЄС, яка прогнозує з 2006 року перероблення 50-75 % цих відходів.

- щодо використаних акумуляторів та електричних батарейок (Директива 91/157/ЄС), осадів стічних вод (Директива 86/278/ЄС) [214].

На даний час відомо понад 20 методів утилізації ТПВ, які включають 5..10, а деякі і 50 різновидів технологій та технологічних схем [195, 196, 215-228].

За своєю кінцевою метою методи переробки ТПВ поділяються на: утилізаційні, які вирішують економічні завдання, а саме використання вторинних енергетичних ресурсів, та ліквідаційні, які призначені для дотримання санітарно-епідеміологічного благополуччя довкілля [17, 189, 190, 229, 230].

За технологічним принципом методи поділяються на: біологічні, термічні та змішані, серед яких найбільш поширених вважаються наступні [17, 230, 231]:

- складування на полігонах (ліквідаційно-біомеханічний);
- спалювання (ліквідаційно-термічний);
- компостування (утилізаційно-біологічний).

Загальний стан вирішення проблеми переробки відходів у зарубіжних країнах світу наведено у табл. 1.1 (за даними UNSD, 2017 р.).

Таблиця 1.1. Загальний стан вирішення проблеми переробки відходів

Країни	Загальна маса ТПВ, тис. т	Складування на полігоні %	Термічна обробка %	Переробка %	Компостування %
Австрія	4833	4,0	36,3	25,5	30,9
Великобританія	31 131	27,8	26,5	27,3	16,4
Греція	5 585	80,7	0,0	15,6	3,7
Данія	4 279	1,3	54,4	26,9	17,4
Естонія	470	6,5	47,2	26,5	4,6
Єгипет	21 000	90,5	0,0	9,5	0,0
Ірландія	2 693	38,2	15,9	30,8	5,8
Іспанія	20 217	55,1	12,3	15,5	17,0
Італія	29 655	31,5	19,3	26,1	16,4
Китай	170 809	61,5	21,0	-	-

Країни	Загальна маса ТПВ, тис. т	Складування на полігоні %	Термічна обробка %	Переробка %	Компостування %
Нідерланди	8 890	1,4	47,7	23,7	27,1
Німеччина	50 064	0,3	33,7	46,6	17,2
Норвегія	2 175	2,8	52,8	26,1	16,1
Польща	10 330	52,6	15,1	21,1	11,2
Португалія	4 710	49,0	20,7	16,2	14,1
Словенія	892	23,3	0,2	29,0	6,9
США	227 604	53,8	11,7	26,0	8,5
Україна	10 897	94,2	2,70	3,1	0,00
Франція	33 703	25,8	35,0	22,1	17,2
Хорватія	1 637	80,0	0,2	14,4	2,1
Чеська Республіка	3 261	56,0	18,5	22,6	2,9
Швеція	4 246	0,6	49,5	33,4	16,5
Японія	44 874	1,3	77,6	20,3	0,3

У теперішній час в Україні застосовується лише складування ТПВ на полігонах та звалищах, при цьому всі існуючі звалища не відповідають встановленим екологічним вимогам[232-234].

Розміщення ТПВ на полігонах та звалищах, окрім виведення з корисного використання значних територій для їх улаштування, створює ряд проблем, зокрема неможливість розширення діючих звалищ для зниження ризиків виникнення пожеж, відсутність належного контролю за їх станом, забруднення підземних вод та прилеглих територій різного роду сміттям, виникнення неприємних запахів, створення умов для появи небезпечних комах, гризунів, бродячих тварин та ін. [226, 234-237].

Заводи з переробки сміття достатньо широке розповсюджені в економічно розвинених країнах (Німеччина, Бельгія, Японія, Швейцарія та ін.). Однак експлуатація цих заводів потребує значних матеріальних затрат, а також застосування високотехнологічних методів очищення газів та утилізації шлаків, утворюваних при спалюванні ТПВ, що не завжди можливо в реальних умовах. До негативних факторів функціонування вказаних заводів

необхідно віднести і приймання особливо небезпечних відходів з медичних закладів [210, 212, 238, 239].

Термічний метод переробки відходів, як показує практика, при недотримуванні або порушенні технологічного режиму може стати джерелом забруднення довкілля. Однак цей метод для промислових міст країни є безальтернативним. Україна має досвід експлуатації заводів з переробки відходів (постачальник фірми «ЧКД-Дукла») в Києві, Харкові, Дніпрі, Севастополі. Запроектована потужність одного котла становить – 15 т/год. За час роботи заводів було виявлено ряд недоліків, а саме: потужність заводів складала лише 60...70 % від запроектованої, були відсутніми надійна система газоочищення, внаслідок чого в атмосферу потрапляла значна кількість токсичних речовин, та спеціальні методи переробки золи. Наразі, в Україні працює лише один завод з термічної утилізації ТПВ в м. Київ. На заводах з переробки сміття у США, Японії, Канади та країнах Західної Європи вказані недоліки - відсутні. Майже всі заводи мають спеціальне обладнання для утилізації тепла. Але будівництво та експлуатація таких заводів потребує значних капіталовкладень[196, 235, 240]. Наприклад, орієнтовна вартість термічної утилізації 1т ТПВ становить від 55 до 100 \$ США[241, 242].

Оптимальними умовами для будівництва заводів з термічної утилізації ТПВ та отриманням теплової енергії вважаються наступні[235]:

- чисельність населення, яке проживає в радіусі 20 км від заводу - не менше 250 тис. чол.;
- можливість цілодобового забезпечення заводом споживачів тепла, яке має подаватися у комплексі з ТЕЦ для запобігання збоїв у системі;
- наявність на відстані до 10 км шлаковідвалу або споживачів шлаку;
- розташування заводу у промисловій зоні на відстані 0,5 км від теплопроводу.

В країнах Європи (Франції, Італії, Німеччині, Нідерландах та ін.), а також у великих містах колишнього СРСР (Санкт-Петербурзі, Нижньому

Новгороді, Мінську, Ташкенті, Тбілісі та ін.) використовуються заводи для переробки сміття з технологію аеробного біотермічного компостування. У цій технології передбачено сортування ТПВ з наступним перетворенням біодоступної фракції у компост (добриво), останнє використовується для міського озеленення та рекультивації сміттєзвалищ. Такі заводи укомплектовані спеціальним обладнанням для розділення ТПВ на фракції скла, полімерів, а також чорного та кольорового металів[224, 243-249].

В Західній Європі вказані проблеми з розподіленням відходів відсутні, а отже одержані добрива можуть застосовуватися для сільськогосподарських цілей. Для будівництва сміттєпереробного заводу за технологією біотермічного компостування в Україні необхідні наступні умови[17, 215, 250-255]:

- наявність гарантованих споживачів добрива (біопалива) в радіусі 20..50 км;
- чисельність населення міста понад 100 тис. чол.;
- обов'язкове запровадження роздільного збирання відходів.

1.8. Технології та обладнання для сортування ТПВ

У теперішній час виробництво так званих сміттєсортувальних комплексів здійснюється у багатьох країнах. Серед них найбільш відомі: Pressona (Швеція), Imabe Iberica (Іспанія), Sacria (Франція), Lidermann (Німеччина), Станкоснаб (Росія, Москва), Гідромаш (Росія, Липецьк) та ін. [256, 257].

За реалізованим технологічним процесом ці комплекси виявляються однотипними і працюють за наступною схемою: побутові відходи вивантажуються із спеціальної комунальної техніки у приймальне сховище, звідки конвеєром направляються в барабанний грохот з отворами для відділення дрібної фракції. Основний потік побутових відходів подається на сортувальний транспортер, на якому вручну відбирається вторинна сировина (картон, папір, полімери, скло, текстиль, дерево тощо); далі вилучаються

кольорові та чорні метали, а залишок подається у прес неперервної, де він пресується.

Розглянуті вище технології та обладнання призначені для переробки ТПВ, попередньо підготовлених на стадії роздільного збирання, а також для сухих змішаних ТПВ, що не містять великої кількості органічних компонентів, здатних до біологічного розкладання[213, 258, 259]..

Досвід ручного сортування побутових відходів в Україні, як і в інших країнах пострадянського простору, практично відсутній, тому що деякі спроби запровадження цього процесу завершувались негативно. Такі ТПВ практично не піддаються ручному сортуванню, вторинна сировина, макулатура виявляються забрудненими, робота сортувальників непривабливою і т.п.[257, 260, 261].

Слід також відзначити, що тюкування несортованого залишку із зв'язуванням тюків дротом також є неприйнятним для умов України, зокрема, м. Києва. Це зумовлено тим, що внаслідок значного вмісту у відходах органічних компонентів, здатних до біологічного розкладання, в тюках будуть продовжуватись анаеробні процеси з утворенням фільтрату, в тій же кількості, що й при існуючій технології захоронення ТПВ на першій черзі полігону. Крім того, наприклад, при продуктивності лінії з несортованого залишку 70 тис. тон на рік за цей період буде витрачено та вивезено на полігон біля 70 тон в'язального дроту з якісної низьковуглецевої сталі, що буде заважати роботі системи відводу та збирання біогазу.

Методи обробки фільтратів представлені у ряді джерел, зокрема [262-265].

1.9. Сучасні способи рекультивації полігонів ТПВ

Полігони ТПВ відносяться до потужних джерел забруднення довкілля. По відношенню до оточуючих порід та ґрунтів полігон є різкою техногенною геохімічною аномалією, що зумовлено суттєвою неоднорідністю складу

відходів, різним ступенем їх фізико-хіміко-біологічної деградації тощо. Крім того, у тілі полігону, зазвичай, формується техногенний водоносний горизонт, який в основному поповнюється за рахунок інфільтрації атмосферних опадів. Рівні техногенного водоносного горизонту можуть помітно перевищувати рівні підземних вод нижчих водоносних горизонтів, що створює передумови для перетікання з техногенного горизонту в нижче розташовані водоносні горизонти або на поверхню землі. Саме величина інфільтрації атмосферних опадів в тіло полігону відноситься до показників, які найбільше впливають на інтенсивність протікання біохімічних процесів в товщі відходів та обсяги утворених фільтрату та біогазу. З точки зору хімічного складу фільтрат – це надзвичайно токсичний розчин з високою концентрацією мінеральних речовин, сполук амонію, важких металів та інших інгредієнтів. Вміст органічних сполук у фільтраті може сягати за ХСК до $6000 \text{ мг O}_2/\text{дм}^3$, а обсяги утвореного біогазу - в середньому становити декілька тисяч тон на рік.

Закриття (рекультивація) полігону - це останній етап його експлуатаційного циклу, на якому припиняється вивезення і складування на полігон ТПВ та проводяться заходи з улаштування тимчасового захисного екрану. Рекультивація полігону може розпочинатися через 15-20 років від початку його експлуатації [216, 231, 266-270].

Рекультивація закритих полігонів включає комплекс робіт, спрямованих на відновлення продуктивності та господарської цінності територій, а також покращення стану навколишнього природного середовища. Крім того, необхідно проведення робіт з благоустрою порушеного ландшафту. Проте досягти повного відновлення продуктивності та господарської цінності території закритого полігону практично неможливо, тому після їх закриття необхідно визначати найбільш раціональні шляхи їх рекультивації для можливості подальшого цільового використання рекультивованих територій. Найбільш прийнятними для

закритих полігонів вважаються рекреаційне, сільськогосподарське і лісогосподарське напрямки рекультивації.

Для зменшення впливу на оточуюче природне середовище закритого полігону ТПВ необхідно обов'язкове фінальне перекриття поверхні відходів протифільтраційним екраном.

Початковою стадією рекультивації будь-якого полігону є розробка спеціального проекту, в якому визначаються технічні, інженерні, екологічні та інші рішення та об'єми необхідних робіт. При цьому повинні виконуватися наступні вимоги [212]:

- закриття полігону здійснюється у відповідності з чинними нормативно-законодавчими актами та вимогами;
- проведення контролю за системами керування фільтратом, біогазом і поверхневим дренажем;
- розробка плану використання рекультивованих територій.

В Україні закриття будь-якого полігону повинно здійснюватися у відповідності з ДБН В.2.4-2-2005. У даному документі визначено, що рекультивація земель після закриття полігону ТПВ проводиться згідно з розробленим проектом, після завершення стабілізації закритого полігону, яка передбачає зміцнення звалищного ґрунту і досягнення ним постійного стійкого стану. Проектом рекультивації земель має бути передбачений один з наступних напрямків: сільськогосподарський, лісогосподарський, будівельний, при цьому останній здійснюється тільки після вивезення всього звалищного ґрунту і проведення відповідних санітарно-епідемічних досліджень.

Закриття полігону здійснює вплив на систему поводження з ТПВ у місцевості розташування цього полігону, який, насамперед, полягає у необхідності будівництва нового полігону, що, у свою чергу, потребує розробки детального плану заходів із закриття полігону до повного

вичерпування його місткості та підготовку альтернативного (нового) полігону[271].

Під час планування вказаних заходів потрібно враховувати показники співвідношення кількості ТПВ і місткості полігону, які використовуються для оцінки і коригування очікуваного терміну заповнення полігону і строків щодо його закриття.

За умови реалізації процесу закриття полігону у повній відповідності із чинними нормативами і дотримання усіх вимог, наступне обслуговування закритого полігону зводиться до заходів з недопущення негативного впливу на навколишнє природне середовище і здоров'я населення, а також на попередження витоку забруднюючих речовин з території полігону.

План заходів із закриття полігону повинен передбачати[210, 212, 216, 238, 272-274]:

- припинення вивозу та приймання відходів на полігон;
- спорудження верхнього захисного екрану;
- попередження розповсюдження забруднюючих речовин з території полігону через ґрунтові і поверхневі води, а також атмосферу;
- продовження ведення існуючої системи моніторингу;
- продовження відведення поверхневого стоку з полігону;
- попередження водної ерозії та вивітрювання;
- попередження накопичення води і інфільтрації на поверхні полігону;
- продовження збирання, відведення і переробки біогазу, що видаляється;
- підтримка цілісності захисного екрану;
- обмеження доступу на територію полігону сторонніх осіб та тварин без нагляду.

Після закриття полігону експлуатуюча організація повинна:

- підтримувати цілісність і ефективність захисного покриття, здійснюючи вчасно ремонтні, протиаварійні та інші роботи для запобігання ерозій, вивітрювання і т. п.;
- продовжувати ведення системи моніторингу та здійснювати контроль для запобігання витоку за територію полігону забруднюючих речовин;
- продовжувати збирання і відведення фільтрату до припинення його виділення;
- попереджувати накопичення води на поверхні полігону і ерозії захисного покриття;
- охороняти і підтримувати всі пункти нагляду на території полігону.

Закриття полігону здійснюється після засипки його на проектну відмітку та заповнення його проектною місткості[271, 275].

Для рекультивації полігонів і звалищ можуть застосовуватися наступні методи:

- консервування тіла полігону або звалища (пасивна рекультивація);
- консервування тіла полігону або звалища із застосуванням методів активного впливу на звалищний ґрунт (активна рекультивація);
- повна ліквідація тіла полігону або звалища з відновленням території для подальшого цільового використання.

Пасивна рекультивація проводиться після закриття полігону чи звалища у два етапи: технічний і біологічний[276]. Технічний етап передбачає стабілізацію, виположування і терасування поверхні, спорудження системи дегазації, створення рекультиваційного багатофункціонального покриття та передачу ділянки для проведення біологічного етапу рекультивації.

Щоб уникнути шкідливого впливу біогазу на навколишнє природне середовище, виходу газу з поверхні полігону і розповсюдження його на прилеглий до полігону території, для його збору (за системою пасивної дегазації) застосовується газовий дренаж. В основі дренажу облаштовується піщане покриття, зверху вкладаються перфоровані дренажні труби діаметром

125-150 мм та покритий шар гравію та щебню. Зверху дренажний шар перекривається слабопроникним покриттям товщиною 0,5 м з коефіцієнтом фільтрації не більше 10^{-9} м/с.

Для збільшення площі збирання біогазу застосовується комбінація вертикальних та горизонтальних елементів дренажу, останні також виконують функцію радіальної дегазації[233, 277, 278]. Технології інтесифікації виділення біогазу описані, наприклад, в роботах [233, 279].

Біогаз може використовуватися для енергетичних потреб. За відсутності цього та наявності відповідного техніко-економічного обґрунтування, біогаз повинен спалюватися на спеціальному високотемпературному факельному обладнанні[277, 280].

Для відводу поверхневої (чистої) води, зменшення кількості фільтрату, збирання і утилізації біогазу на поверхні полігону влаштовується захисний екран, який складається з наступних матеріалів [232, 234, 281, 282]:

- рекультиваційний шар, товщиною не менше 1 м, який вміщує шар родючого ґрунту товщиною 30-50 см;
- дренажний шар, товщиною не менше 30 см;
- захисний дрібно-піщаний шар, товщиною не менше 20 см;
- шар синтетичної гідроізоляції, товщиною 3 мм, стійкий до хімічного і біологічного впливу та до продавлювання;
- гідроізоляційний шар із мінеральних компонентів, який має не менше ніж два шари ущільненої глини, товщиною 1 м та коефіцієнтом фільтрації гідроізоляційного шару не більше ніж 10^{-9} м/с.

Газовий дренаж з нівелюючим шаром повинен складати не менше 0,5 м. Для відведення біогазу та збирання води нівелюючим шаром необхідно влаштувати шар, який здійснює функцію газового дренажу. Мінімально допустима товщина газового дренажу, який улаштовується із природних мінеральних матеріалів, повинен становити не менше 30 см.

Після улаштування рекультиваційного багатофункціонального покриття, ділянка може передаватися для проведення біологічного етапу рекультивації земель, зайнятих під полігон ТПВ. Тривалість вказаного етапу становить чотири роки і включає проведення наступних робіт: добір асортименту багаторічних трав, підготовка ґрунту, сівба, догляд за посівами тощо[233].

Проблема підвищення ефективності рекультивації полігонів, зокрема за рахунок інтенсифікації деградації органічних речовин в їх тілі, до певної міри звужується внаслідок важкості прогнозування складу мікроценозів, що утворюються в тілі полігонів і беруть активну участь в цьому процесі. Хоча відомі чисельні роботи з встановлення складу мікро- та мікроценозів полігонів, практична оцінка їх співвідношення з умовами формування полігону не проводилась [283, 284].

Математичне моделювання мікроценозів полігонів ТПВ також розвинуте недостатньо, хоча ряд авторів вказують на можливість використання для цього подібних математичних моделей, зокрема, моделей опису активного мулу[285-287]. Однак для їх практичного застосування потрібна відповідна адаптація, яка проводиться шляхом уточнення розрахункових коефіцієнтів, які, у свою чергу, встановлюються експериментальним шляхом.

Висновки за розділом 1

Проведений огляд літературних джерел дозволяє зробити наступні основні висновки.

Розглянуто сучасний стан та основні проблеми комунального господарства в Україні, зокрема у сферах водопостачання та поводження з ТПВ. Показано необхідність розробки методів інтенсифікації технологічних процесів у комунальній інфраструктурі населених пунктів, направлених на скорочення витрат матеріальних, енергетичних та інших ресурсів, що може досягатися шляхом більш широкого використання підходів і методів

біотехнології. Виявлено, що найбільш актуальними для подальшого дослідження є процеси знезалізнення, деманганації і деамонізації підземних вод та біодеструкції ТПВ в тілі полігонів.

Показано, що у теперішній час найчастіше для знезалізнення води застосовуються фізико-хімічні (у зернистому завантаженні швидких фільтрів) та біологічні (у біофільтрах або біореакторах) методи. Перший з них може реалізуватися на водоочисних станціях будь-якої продуктивності, є простішим і доступнішим в експлуатації, в той час як другий - застосовується переважно на невеликих об'єктах водопостачання у зв'язку з деякими складнощами його реалізації

На відміну від заліза процес видалення з води сполук мангану є набагато складнішим. Він передбачає переведення Mn (II) до малорозчинного діоксиду мангану (IV), де манган перебуває у проміжній валентності. Для реалізації такої технології потрібні не тільки більш потужні ніж кисень повітря або хлор окисники, але й створення певних умов. У практиці водоочищення технології деманганації, зазвичай, реалізуються на спеціально модифікованих матеріалах, які потребують періодичної регенерації, що призводить до значного удорожчання процесу очищення.

Наявні роботи стосовно можливості окиснення мангану під дією мікроорганізмів найчастіше мають дослідницьку мету і на комунальних водоочисних станціях як в Україні, так і в інших країнах світу подібні технології практично не застосовуються.

Під час інформаційного дослідженні існуючих фільтраційних технологій видалення з води амонію з'ясовано, що хоча процеси у швидких фільтрах деамонізації, безумовно, схожі з процесами нітри- денітрифікації, які відбуваються при очищенні стічних вод, можливість їх інтенсифікації методами біотехнології вивчена недостатньо.

За результатами аналізу сучасного стану проблеми поводження з ТПВ в Україні виявлено, що ключова проблем полягає в існуванні чисельних

полігонів (а подекуди – і стихійних звалищ), до яких відходи потрапляють без будь-якого попереднього сортування, не зважаючи на законодавчо встановлену заборону розміщення об'єктів з несорттованими відходами. Оскільки більша частина відходів відноситься до органічної складової, процеси, що перебігають у тілі полігону, мають біологічний характер, а отже придатні до біотехнологічного вилучення.

Основна проблема складнощів моделювання і управління процесами на полігонах ТПВ полягає у винятковості їх структури, яка визначається морфологічним складом відходів, особливостями їх вивезення, наявністю сортування, строком перебування, кліматичними умовами тощо.

РОЗДІЛ 2. МАТЕРІАЛИ І МЕТОДИ ДОСЛІДЖЕНЬ

2.1 Біологічні методи дослідження.

2.1.1 Виділення культур мікроорганізмів

Як джерела отримання культур мікроорганізмів, необхідних для проведення досліджень, використовувались природні мікроценози, утворювані у реальних технологічних процесах, зокрема, культури залізобактерій були виділені із завантаження швидких фільтрів м. Фастів та смт Хорошів, культури нітри- денітрифікуючих бактерій - з фільтрів деамонізації Culligan Biofilter UX, які працювали на підземній воді м.Хмельницький, культури деградуєчих ТПВ бактерій – зі зразків ТПВ полігонів мм. Київ та Чернівці.

Відбір проб із завантаження фільтрів здійснювався за допомогою спеціального комплекту для відбору проб ART'S MFG & Supply (American Falls, USA) з використанням бурава для завантаження. Проби фільтруючого матеріалу з фільтрів забирались на різних висотах, і в подальшому в залежності від поставленої задачі усереднювались або досліджувались окремо (для випадку розподілення бактерій у завантаженні фільтра деамонізації).

Виділення чистих культур залізобактерій проводилось за методом Дригальського. В експериментах використовувались середовища №1 і №2, до складу яких входили: $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$, NaNO_3 , K_2HPO_4 , $\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ – по 0,5 г кожного з реагентів, лимонна кислота - 10 г, сахароза - 2 г, гідролізат казеїну панкреатичний -1 г, $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ – 5,9 г (для залізоокиснюючих бактерій) або $\text{MnSO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$ – 4,7 г (для манганоокиснюючих), агар-агар – 20 г, дистильована вода – 1 л, pH=6,8 [154]. Також застосовувалось середовище Чапека зі стрептоміцином [111].

З метою збереження виділені чисті культури пересівались в пробірки на середовище наступного складу: MnSO_4 – 7 мг, $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ – 1,5 г, KCl –

0,05 г, K_2HPO_4 – 0,05 г, $Ca(NO_3)_2$ – 0,01 г, глюкоза – 2 мг, дистильована вода – 1 л [12].

Для визначення видової приналежності виділених організмів досліджувалась їх морфологія, проводилось забарвлення за Грамом, а також забарвлення оксидів заліза та мангану в капсулах та чохлах бактерій. Морфологія клітин вивчалась за допомогою мікроскопу Leica ATC 2000; видова приналежність виділених чистих культур встановлювалась шляхом порівняння з фотографіями [153].

Для визначення оксидів заліза та мангану в клітинних структурах використовувались цитохімічні методи забарвлення: для Fe^{3+} – гексаціанофератом (II) калію (жовта кров'яна сіль), для Mn^{4+} – розчином бензидину. Наявність оксидів металів, забарвлених у синій колір, виявлялась під світловим мікроскопом, а також на колоніях, що вирости на чашках.

Виділення культур нітрифікуючих бактерій проводилось у два етапи. Для отримання культури накопичення проби води, відібраної після очищення на пілотній установці, висівались на живильне середовище такого складу: $(NH_4)_2SO_4$ – 1,0 г; KH_2PO_4 – 1,0 г; NaCl – 2,0 г; $MgSO_4$ – 0,5 г; $FeSO_4$ (сліди); $MgCO_3$ (надлишок); дистильована вода – 1 дм³. Розвиток нітрифікуючих бактерій виявлявся за зменшенням вмісту амонію, появою нітратів і нітритів.

Виділення культури нітрифікаторів проводилось пересіванням культури накопичення на середовище того самого складу, розведеного у 10 разів. Для визначення чистоти культури проводився мікроскопічний контроль і висівання на м'ясо-пептонний агар за температури культивування – 28-30°C та рівня аерації – 15 л/год (не менше 2 г/дм³ розчиненого кисню).

Для виділення культур денітрифікуючих бактерій проби води висівались на поживне середовище такого складу: $NaNO_3$ – 5,0 г; розчинений крохмаль – 5 г; пептон – 1 г; KI – 0,5 г; $KHCO_3$ – 0,5 г; $MgSO_4$ – 0,3 г; NaCl – 0,3г; агар-агар – 20 г; дистильована вода – 1 дм³.

2.1.2 Поживні середовища і режими культивування

У дослідженнях застосовувались наступні поживні середовища та умови культивування (у табл. 2.1 зведено перелік застосованих реагентів та середовищ, для приготування яких вони використовувались).

Таблиця 2.1. Перелік і склад використаних середовищ

Компоненти поживного середовища, г	Середовища №1 і №2	Середовище Чапека зі стрептоміцином	Середовище для чистих культур	Середовище для отримання культури накопичення	М'ясо-пептонний агар
1	2	3	4	5	6
$(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$	0,5	-	1,5	1	-
NaNO_3	0,5	2	-	-	-
K_2HPO_4	0,5	1	0,05	1	-
$\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$	0,5	-	-	-	-
MgSO_4	-	0,5	-	0,5	-
MgCO_3	-	-	-	надлишок	-
$\text{C}_6\text{H}_8\text{O}_7$	10	-	-	-	-
$\text{C}_{12}\text{H}_{22}\text{O}_{11}$	2	-	-	-	-
Гідролізат казеїну	1	-	-	-	-
$\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$	5,9	-	-	-	-
$\text{MnSO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$	4,7	-	-	-	-
FeSO_4	-	сліди	-	сліди	-
агар-агар	20	20	-	-	20
MnSO_4	-	-	0,007	-	-
MnCO_3	-	-	-	-	-
KCl	-	0,5	0,05	-	-
NaCl	-	-	-	2	5
$\text{Ca}(\text{NO}_3)_2$	-	-	0,01	-	-
$\text{C}_6\text{H}_{12}\text{O}_6$	-	-	0,002	-	-
Пептон	-	-	-	-	10
М'ясний екстракт	-	-	-	-	1
pH	6,8	6,8-7,0	-	-	6,8-7,0

Продовження таблиці 2.1

Компоненти поживного середовища, г	Середовище для виділення денітрифікуючих бактерій	Середовище для виділення залізобактерій	Для збереження культур залізобактерій	Мангановий агар	Для інтенсифікації біодеградації ТПВ бактеріями р. <i>Pseudomonas</i>	Для інтенсифікації біодеструкції ТПВ бактеріями р. <i>Bacillus</i>	Для інтенсифікації біодеструкції ТПВ бактеріями р. <i>Micrococcus</i> (тіогліколієве середовище)
	7	8	9	10	11	12	13
(NH ₄) ₂ SO ₄	-	0,5	1,5	-	-	-	-
NaNO ₃	5	-	-	-	-	-	-
K ₂ HPO ₄	-	0,05	0,05	-	1,5	0,2	-
Na ₂ HPO ₄	-	-	-	-	3	-	-
MgSO ₄ ·7H ₂ O	-	-	-	-	-	0,3	-
MgSO ₄	0,3	0,05	-	-	-	-	-
CaCO ₃	-	0,1	-	-	-	3	-
KHCO ₃	0,5	-	-	-	-	-	-
Гідролізат казеїну	-	-	-	-	-	-	15
Агар-агар	20	10	-	12	-	-	0,75
MnSO ₄	-	-	7	150	-	-	-
MnCO ₃	-	-	-	2	-	-	-
KCl	-	0,05	0,05	-	-	-	-
KI	0,5	-	-	-	-	-	-
NaCl	0,3	-	-	-	5	0,3	2,5
Ca(NO ₃) ₂	-	0,01	0,01	-	-	-	-
C ₆ H ₁₂ O ₆	-	150	2	-	2000	-	5500
крохмаль	5	-	-	-	-	-	-
пептон	1	-	-	-	10	-	-
ціанокобаламін	-	0,00001	-	-	-	-	-
C ₁₂ H ₁₇ N ₄ OS ⁺ (тіамін)	-	0,0004	-	-	-	-	-
м'ясний екстракт	-	-	-	1	-	-	-
дріжджовий екстракт	-	-	-	0,075	5	-	5
Na ₃ C ₆ H ₅ O ₇	-	-	-	0,15	-	-	-
NH ₄ Cl	-	-	-	-	1	-	-
меляса	-	-	-	-	-	15	-
кукурудзяний екстракт	-	-	-	-	-	2	-
L-цистин	-	-	-	-	-	-	0,5
тіогліколят натрію	-	-	-	-	-	-	0,5
резазурін	-	-	-	-	-	-	0,001
pH	-	-	-	-	7,2	6,8-7,2	7,1

Для виділення залізобактерій: глюкоза - 0,15 г, (NH₄)₂SO₄ - 0,5 г,

$\text{Ca}(\text{NO}_3)_2$ – 0,01 г, K_2HPO_4 - 0,05 г, MgSO_4 - 0,05 г, KCl - 0,05 г, CaCO_3 - 0,1 г, ціанокобаламін - 0,00001 г, тіамін – 0,0004 г, агар-агар – 10 г, дистильована вода - 1 дм³.

Для збереження культур залізобактерій: MnSO_4 - 7 мг, $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ - 1,5 г, KCl - 0,05 г, K_2HPO_4 - 0,05 г, $\text{Ca}(\text{NO}_3)_2$ - 0,01 г, глюкоза - 2 мг, дистильована вода - 1 дм³.

Для оцінки активності селектованих культур щодо здатності окиснювати манган використовувався так званий мангановий агар: м'ясний екстракт - 1,00 г, дріжджовий екстракт - 0,075 г, MnCO_3 - 2,00 г, MnSO_4 – 0,15г, $\text{Na}_3\text{C}_6\text{H}_5\text{O}_7$ - 0,15 г, агар-агар - 12,00 г, дистильована вода - 1 дм³.

Для отримання культури нітрифікаторів використовувалось середовище наступного складу: $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ - 1,0 г; KH_2PO_4 - 1,0 г; NaCl - 2,0 г; MgSO_4 - 0,5 г; FeSO_4 (сліди); MgCO_3 (надлишок); дистильована вода - 1 дм³.

Для виділення культур денітрифікуючих бактерій проби води висівались на поживне середовище такого складу: NaNO_3 - 5,0 г; розчинений крохмаль - 5 г; пептон - 1 г; KI - 0,5 г; KHCO_3 - 0,5 г; MgSO_4 - 0,3 г; NaCl - 0,3г; агар-агар - 20 г; дистильована вода - 1 дм³.

При нарощуванні культур мікроорганізмів при створенні препарату для інтенсифікації біодеструкції ТПВ використовувались наступні середовища.

Pseudomonas: KH_2PO_4 – 1,5 г, Na_2HPO_4 – 3,0 г, NaCl – 5,0 г, NH_4Cl – 1,0г, пептон – 10,0 г, глюкоза – 2,0 г, дріжджовий екстракт - 5,0 г, вода дистильована – 1 дм³; рН 7,2.

Bacillus: меляса – 15,0 г, кукурудзяний екстракт - 2,0 г, K_2HPO_4 – 0,2 г, $\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ – 0,3 г, NaCl - 0,3 г, CaCO_3 - 3,0 г; рН – 6,8- 7,2; дистильована вода - 1 дм³.

Micrococcus: тіогліколієве середовище: гідролізат казеїну - 15,00 г, дріжджовий екстракт - 5,00 г, глюкоза - 5,50 г/л, NaCl - 2,50 г/л, L-цистин - 0,50 г, тіогліколят натрію - 0,50 г, резазурін - 0,001 г, агар-агар - 0,75 г; вода дистильована – 1 дм³; кінцеве значення рН (при 25°C) $7,1 \pm 0,2$.

2.1.3 Визначення родової належності залізобактерій

На підставі досліджень для визначення родової приналежності залізо- та манганоокиснюючих бактерій було розроблено схему, докладний опис якої наведено у статті [288], визначення родової ідентифікації залізо- і манганоокиснюючих бактерій на основі Визначника бактерій Берджі (рис. 2.1).

2.1.4 Кількісна оцінка складу мікроценозів

Для кількісної оцінки мікроорганізмів у складі мікроценозів застосовувався підрахунок мікроорганізмів у камері Горяєва з попереднім зафарбовуванням оксидів заліза та мангану. З метою визначення процентного складу кожного виду залізо- та манганоокиснюючих бактерій у мікроценозі проби попередньо розводились таким чином, щоб у квадрати камери Горяєва потрапляли близько 100 мікроорганізмів (1:100).

Мікроорганізми класифікувались за морфологією на групи:

- для визначення залізо- та манганоокиснюючих бактерій - *p. Siderocapsa*, *p. Leptothrix*, *p. Sphaerotillus*, *p. Galionella*, *p. Metallogenium*, *p. Hyphomicrobium* та інші (такі, що не відносяться до залізо- та манганоокиснюючих бактерій):

- для визначення бактерій у складі мікроценозу фільтрів деамонізації – нітрифікуючі (*p. Nitrosamonas* та *p. Nitrobacter*), денітрифікуючі (*Thiobacillus Denitrificans*) та інші.

Для мікроценозу полігонів ТПВ класифікація здійснювалась за основними морфологічними ознаками на наступні групи: *Pseudomonas*, *Bacillus*, *Micrococcus*, *Sarcina*, *Escherichia*, *Aerobacter*, *Klebsiella* та інші.

Також вимірювалось загальне мікробне число (ЗМЧ) на грам завантаження фільтру (або грам ТПВ для випадку полігонів) за стандартною методикою.

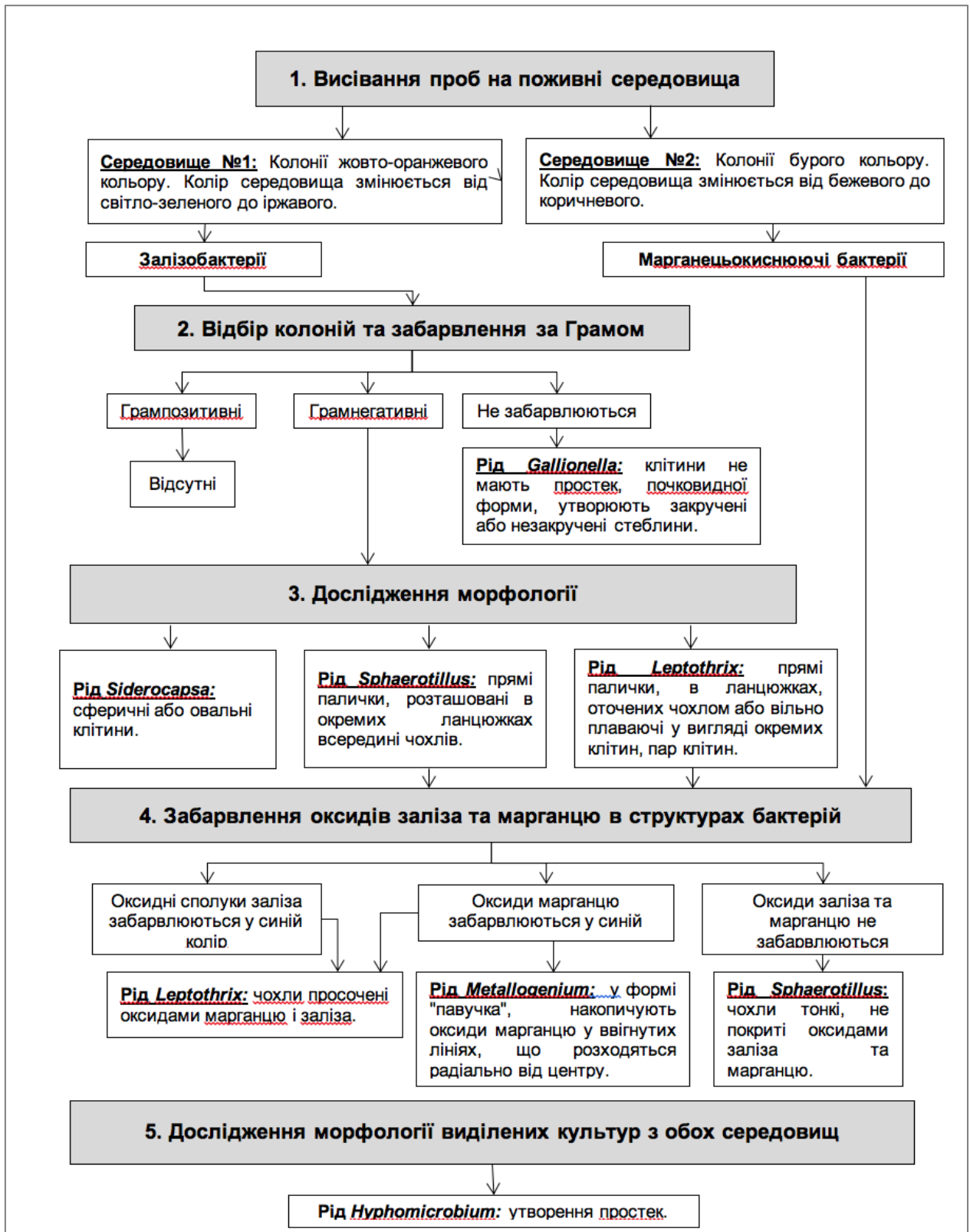


Рис. 2.1. Схема визначення родової ідентифікації залізо- і манганоокиснюючих бактерій, розроблена на основі Визначника бактерій Берджі [289]

Перерахунок вмісту кожного із родів мікроорганізмів у мікроценозі проводився за формулою:

$$n = \frac{x \cdot \text{ЗМЧ}}{100},$$

де n – кількість мікроорганізмів у завантаженні фільтрів, КУО/г;

x – кількість клітин у камері Горяєва, кл.

Оцінка погрішності визначення розраховувалась звичайними статистичними методами, виходячи з рівня відхилення між повторностями при розрахунках у камері Горяєва та погрішності визначення ЗМЧ [290].

2.1.5 Отримання селектованих штамів залізобактерій

Об'єктом селекції були мікроорганізми р. *Leptotrix*, р. *Sphaerotillus*, визначені як найбільш ефективні щодо вилучення заліза та мангану з води на цеолітовому завантаженні швидких фільтрів [291].

Мікроорганізми розмножувались шляхом висіву на тверде поживне середовище наступного складу: $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$, NaNO_3 , K_2HPO_4 , $\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ – по 0,5 г кожного з реагентів, лимонна кислота – 10 г, сахароза – 2 г, гідролізат казеїну панкреатичний – 1 г, $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ – 5,9 г, дистильована вода – 1 л, рН=6,8, агар–агар – 20 г. Температура культивування – 24–25°C, час культивування – 4–5 діб [142].

Обробка мікроорганізмів проводилась УФ–опроміненням з довжиною хвилі 260 нм та часом обробки 20, 20, 25, 30 хв, відповідно. Як хімічний мутаген використовувався розчини HNO_2 з концентрацією 0,02 М, 0,03 М, 0,04 М, 0,05 М при тривалості обробки 20 хв.

Селекція штамів здійснювалась методом відбитків шляхом розсіву на повноцінне поживне середовище, склад якого наведено вище, та на селективне поживне середовище без заліза та мангану. Отримані штами для зберігання пересівались на середовище складу: MnSO_4 – 7 мг, $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ – 1,5 г, KCl – 0,05 г, K_2HPO_4 – 0,05 г, $\text{Ca}(\text{NO}_3)_2$ – 0,01 г, глюкоза – 2 мг, дистильована вода – 1 л.

Після заселення цеолітового завантаження пілотних фільтрів знезалізнення та деманганації води отриманими штамами мікроорганізмів

через них фільтрувались модельні розчини, приготовані на водопровідній воді, з додаванням заліза і мангану до отримання заданих концентрацій цих компонентів.

Контролем для оцінки якості заселення досліджуваного завантаження мікроорганізмами служили цеолітові фільтри, заселені вихідними природними штамами р. *Leptotrix* та р. *Sphaerotillus*, під час попереднього фільтрування впродовж 20 діб. Через ці фільтри пропускалися модельні розчини заліза та мангану [291].

2.2. Дослідження процесів знезалізнення, деманганації та деамонізації води

2.2.1. Характеристика якості вихідної води

Експерименти з інтенсифікації процесів знезалізнення, деманганації та деамонізації здійснювались на реальних природних водах, а також на модельних розчинах. У дослідженнях з видалення сполук заліза та мангану застосовувалась підземна вода з високим вмістом заліза, в середньому залежно від працюючих свердловин - 15-20 мг/дм³ (сmt Хорошів) та невисоким – 4-6 мг/дм³ (м. Фастів і дослідна свердловина Сеноман-Келовейського водного горизонту ДП «НДКТІ МГ», розташована на території Дніпровської ВОС м.Київ). Вказані підземні води характеризувались типовим для більшості джерел водопостачання країни фізико-хімічним складом, зокрема близьким до нейтрального значенням рН 6,8-7,5, загальною лужністю 3,5-6,5 ммоль/дм³, перманганатною окиснюваністю 2,0-4,8 мг/дм³.

Крім того, в експериментах застосовувались модельні розчини, які готувались шляхом додавання до підземної води, розрахованої кількості розчинів FeCl₂ та MnCl₂, необхідної для досягнення розрахованих вихідних концентрацій заліза і мангану.

При дослідженнях з деамонізації води застосовувалась підземна вода м.Хмельницькій, в якій під час проведення експериментів вміст амонію в середньому становив 3.18-3,20 мг/дм³, нітратів - 7,7-7,9 мг/дм³, нітритів 0,13- 0,17 мг/дм³; ЗМЧ визначалось на рівні 50-70 КУО/см³. Модельні розчини готувались на вказаній підземній воді шляхом додавання розрахованої кількості (NH₄)₂SO₄.

2.2.2 Вибір фільтруючого матеріалу

Предметом досліджень у даній роботі був процес знезалізнення і деманганації, який базується попередньому окисненні залі та мангану з наступним фільтруванням крізь шар зернистого матеріалу. У такому випадку основне навантаження з видалення вказаних сполук припадає на фільтрувальні споруди, а саме, на шар зернистого фільтруючого завантаження. Тому при виборі останнього повинні враховуватися фізико-хімічні та технологічні властивості матеріалу, його вартість, доступність для промислового використання, а також відповідність усім технологічним, токсикологічним та санітарно-гігієнічним вимогам до фільтруючих матеріалів, які використовуються у практиці питного водопостачання.

Враховуючи сказане, для проведення порівняльної оцінки основних параметрів фільтруючих завантажень, досліджувались найбільш застосовані на водоочисних станціях матеріали, зокрема, природний цеоліт (кліноптилоліт) Сокірницького родовища (Закарпаття) фракції 1-3 мм; кварцовий пісок фракції – 0,8-1,5 мм, гранульоване активне вугілля марки Gryphskand WG-12 фракції 3-5 мм (виробництва Польщі) [292].

Вибір цеоліту був зумовлений тим, що він відноситься до природних мікропористих каркасних алюмосилікатів, які характеризуються високими технологічними параметрами за відсутності негативних екологічних наслідків при їх використанні. Вони не набухають у воді, достатньо легко піддаються механічній обробці з наступним фракціонуванням, мають

унікальні молекулярно-ситові, сорбційні (катиобмінні) і адгезійні властивості, безпечні для живих організмів тощо, а отже представляють значний інтерес для використання у процесах підготовки питної води.

За мінералогічним складом Сокирницький цеоліт належить до типу кліноптилоліта і його вміст у породі оцінюється на рівні 65-70 %, що дозволяє використовувати його без попереднього збагачення). За хімічним складом цей матеріал відноситься до натрій-калійних цеолітів з типовою формулою: $(\text{Na}_2^+, \text{K}_2^+)\text{O} \cdot \text{Al}_2\text{O}_3 \cdot 8\text{SiO}_2 \cdot 10\text{H}_2\text{O}$.

Кварцовий пісок відноситься до інертних матеріалів і виявляє лише адгезійні властивості, проте він і досі залишається одним з найбільш застосованих у практиці водоочищення фільтруючих матеріалів.

Використання активного вугілля, незважаючи на його високі сорбційні характеристики, на водопровідних станціях обмежене в основному через незадовільні технологічні параметри при промивці фільтруючого шару (дуже легкий матеріал, для запобігання виносу з фільтра потребує улаштування спеціальних конструкцій) та необхідність періодичної хімічної регенерації (досить складний процес в умовах водоочисних станцій).

Враховуючи різнопланові власні характеристики цеоліту, кварцового піску та активного вугілля, а також їх технологічні параметри саме ці матеріали були вибрані для проведення досліджень з знезалізнення та деманганації.

Дослідження з вибору фільтруючого матеріалу здійснювались на установці, яка включала модельні фільтри діаметром 64 мм, 150 мм та 300 мм. Висота фільтруючого шару для одношарових фільтрів змінювалась у межах 1000-1500 мм. Для двошарових фільтрів загальна висота матеріалу становила - 1100 мм: 500 мм – нижній шар, який складався з керамзиту або активного вугілля; верхній шар - 600 мм – з кварцового піску.

2.2.3. Апаратурне оформлення досліджуваних процесів

Для апаратурного оформлення досліджуваних процесів використовувались спеціальні пілотні стенди, які дозволяли моделювати необхідні технологічні параметри (ступень аерації, швидкість фільтрування, режими промивки і т.д.).

Дослідження процесу знезалізнення і деманганації проводились на пілотній установці (рис. 2.2), основними складовими якої були аератора, контактна ємність та фільтр. В аераторі вода насичувалась киснем, далі поступала в контактну ємність, з якої надходила на фільтр.

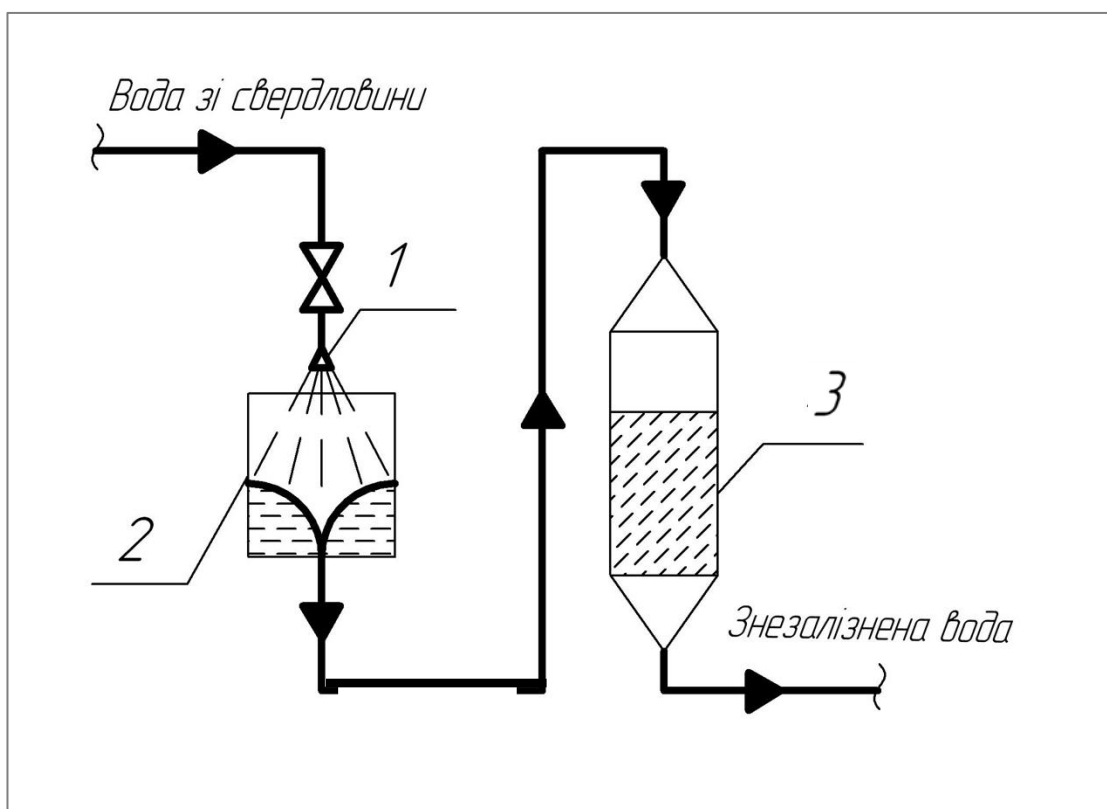


Рис. 2.2. Основні конструктивні елементи установки для знезалізнення і деманганації: 1 аератор; 2 – контактна ємність; 3 – фільтр

Для можливості порівняння впливу різних окисників (наприклад, кисню та гіпохлориту) використовувалась установка (рис. 2.3), до складу якої входили контактна ємність, насос та напірний фільтр. При цьому у контактну ємність була передбачена можливість подачі окисників. Вода зі

свердловини та окисник подаються в контактну ємність, де вона перемішуються і контактує з окисником, і далі надходить на фільтр.

Управління обсягами реагентів, які подавались на установку, відповідно аератором та насосом-дозатором, здійснювалось автоматично за допомогою датчику, лінії зворотного зв'язку та PLC-контролера.

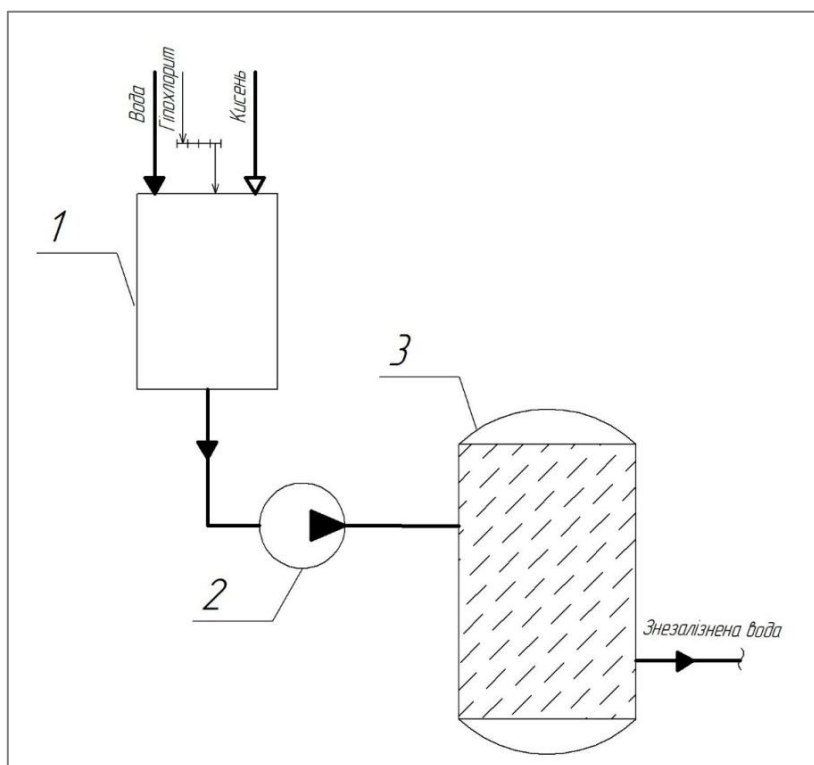


Рис. 2.3. Основні конструктивні елементи установки для знезалізнення і деманганзації з можливістю подачі додаткових окисників: 1 – контактна ємність; 2 – насос; 3 – напірний фільтр

Частина досліджень виконувалась з використанням напівпромислової установки, що включала напірний фільтр, корпус якого був зроблений зі скловолокна, а внутрішня частина покрита нетоксичним поліетиленовим шаром. Робота фільтру була повністю автоматизована, виведення його на промивку здійснювалось при збільшенні опору фільтруючого завантаження. Установка передбачала можливість роботи фільтра у двох режимах: з промивкою очищеною водою та очищеною водою з додаванням

дезінфектанту, зокрема гіпохлориту натрію дозою 2-3 мг/дм³. [293]. Схем пілотної установки для реалізації процесу промивки наведено на рис. 2.4.

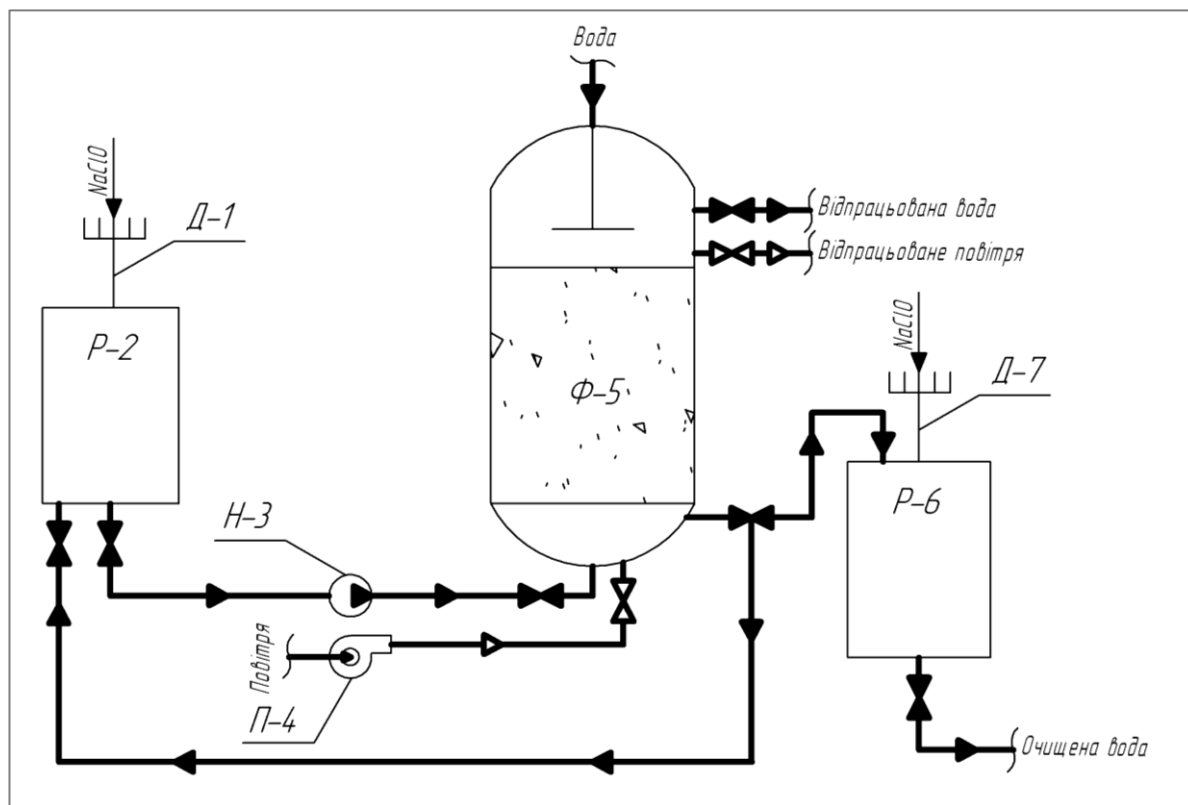


Рис. 2.4. Пілотна установка для промивки:

Д-1 - дозатор для дезінфектанту; Р-2 - ємність з водою; Н-3 - насос;
П-4 - повітродувка; Ф-5 - фільтр знезалізнення та деманганациї; Р-6 - резервуар чистої води; Д-7 - дозатор для дезінфектанту

Під час промивки вода із резервуара Р-2 надходить у нижню частину фільтру Ф-5, з верхньої частини фільтру відводяться промивні води. Повітря для водоповітряної промивки подається через повітродувку П-4. Резервуар Р-2 заповнюється чистою водою із резервуара чистої води Р-6.

Загальний час для простої промивки становить 10 хв., для поглибленої, яка включає промивку, знезараження, відмивку та регенерацію, - 180 хв. [294].

Як дезінфікуючі реагенти під час експериментів застосовувались: висококонцентрований розчин гіпохлориту натрію марки А (виробник

ВАТ «ДніпроАзот»); діоксид хлору (вироблений на пілотній установці Grunfos Охурерм); УФ-випромінювання (одержувалось із застосуванням УФ-лампи низького тиску).

Для можливості порівняння методів знезараження води, які застосовуються на діючих водоочисних станціях, було сконструйовано пілотний стенд (рис. 2.5), який включав установки для проведення експериментів зі знезараження води як окремими реагентами, так і їх комбінаціями.

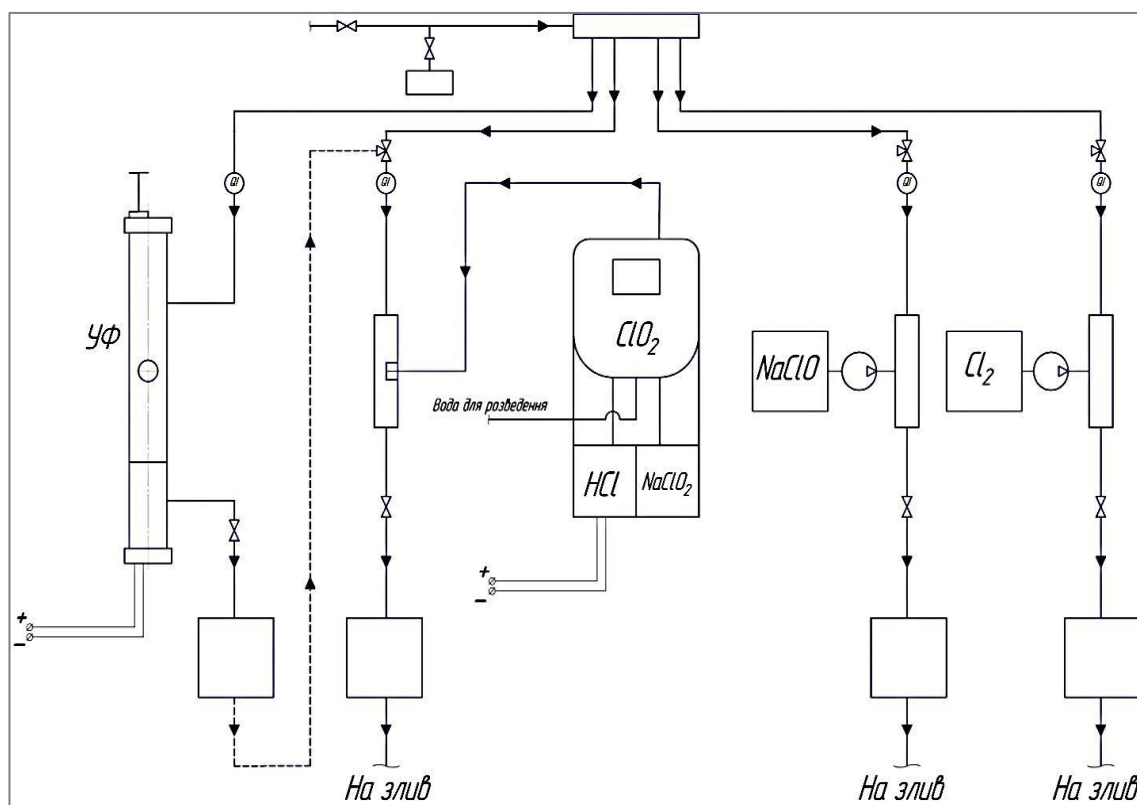


Рис. 2.5. Схема пілотного стенду для проведення експериментів зі знезараження води

Під час експериментів із знезараження води діоксидом хлору використовувалась установка Охіперм Pro OCD-162 10-D/G, надана для досліджень українським представництвом німецької компанії *Grundfos*. Для синтезу діоксиду хлору на цій установці застосовується розведений розчин HCl (концентрація 9 г/дм^3) та NaClO_2 (концентрація $7,5 \text{ г/дм}^3$).

Вміст вихідного продукту, а саме діоксиду хлору у воді одержаного становить - 2 г/дм^3 . Фото вказаної вище установки наведено на рис. 2.6.

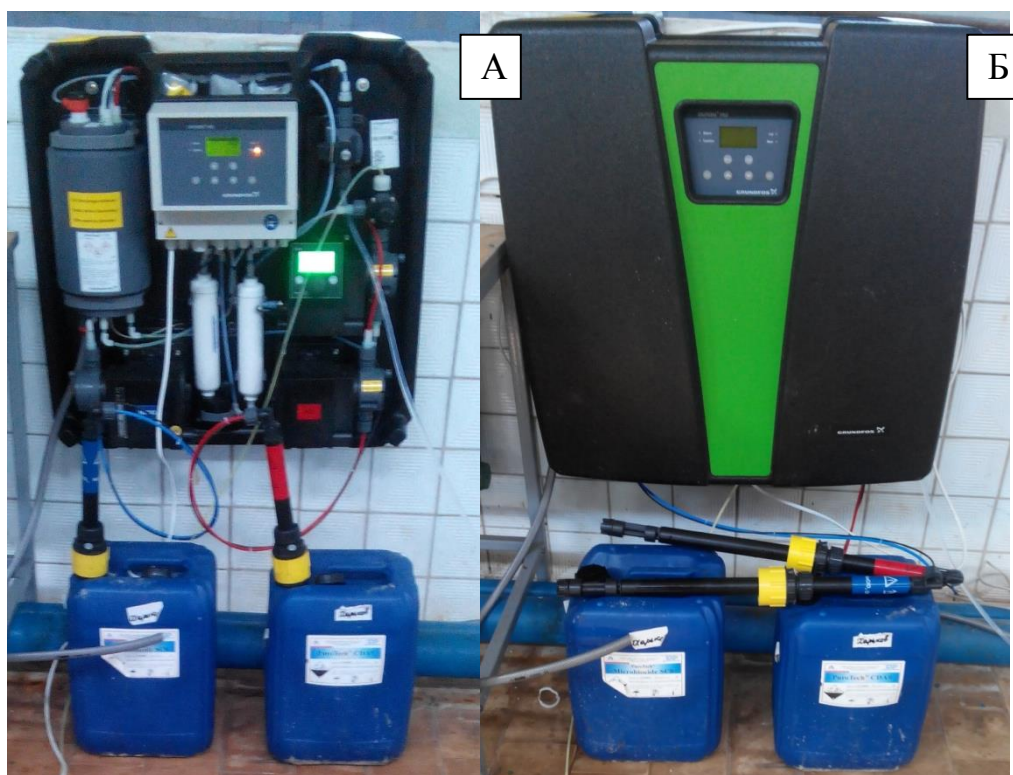


Рис. 2.6. Установка для синтезу діоксиду хлору:

А - ввімкнена установка; Б - вимкнена установка

За схемою, наведеною на рис. 2.7, при знезараженні води синтезований діоксид хлору автоматично дозується у потрібній кількості (в залежності від витрат води) насосом-дозатором 3 у контактну ємність 4, де саме і відбувається процес знезараження води. Витрати реагенту фіксуються на витратомірі 1 та регулюються краном 5. Після знезараження вода надходить у пробовідбірник 6, з якого відбираються проби на аналіз, і далі вода зливається в каналізацію.

На рис. 2.8 наведено фото частини лабораторного стенду з підключеними установками діоксиду хлору та для обробки води УФ-випромінюванням.

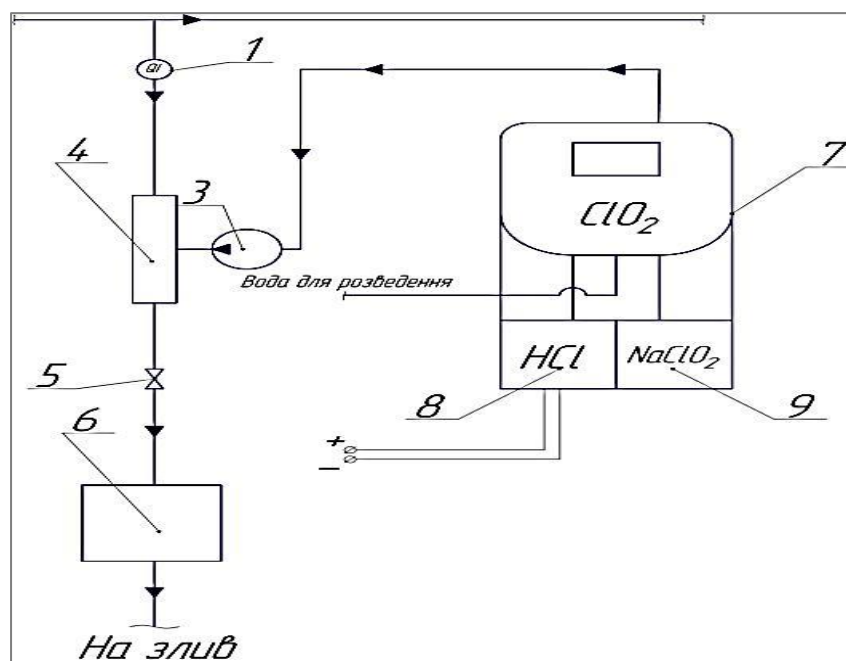


Рис. 2.7. Схема для обробки води діоксидом хлору

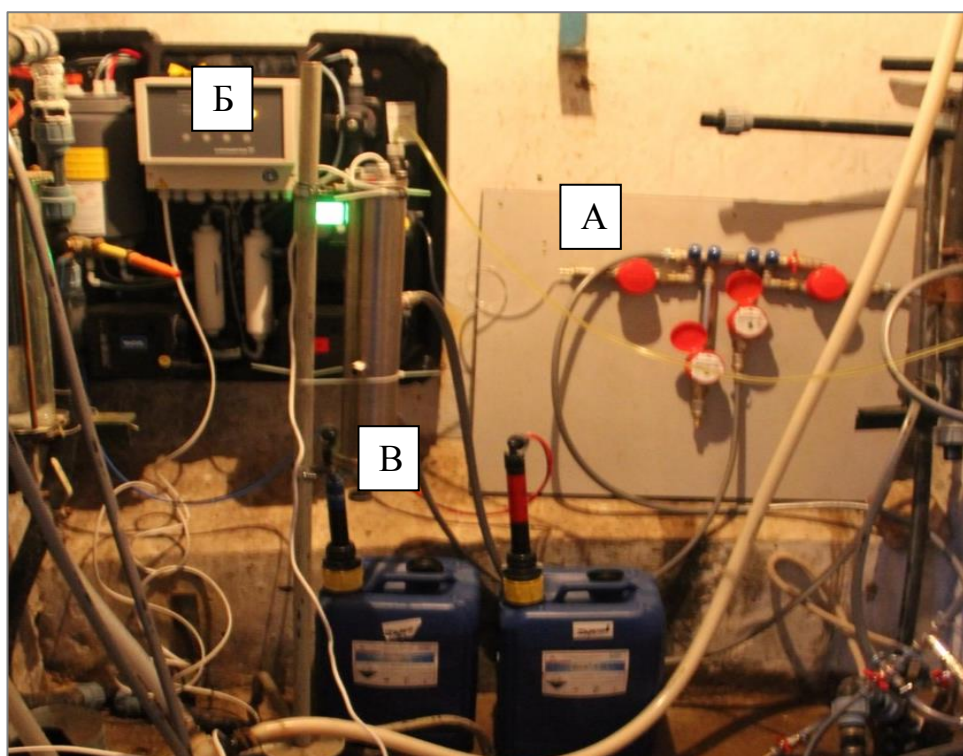


Рис. 2.8. Частина пілотного стану:

А – гребінка для відбору проб; Б – установка для синтезу діоксиду хлору; В – установка УФ-випромінювання «Водограй В-1»

Дослідження процесу деамонізації проводились на пілотній

фільтрувальній установці Culligan UX-20 з фільтруючим завантаженням Culligan Biofilter італійської фірми Culligan, яка складалась з аератора, закритої контактної ємності та фільтру (схематичне зображення на рис. 2.9).

В аераторі вода зі свердловини насичувалась киснем, потім поступала в закриту контактну ємність, де вимірювались контрольні показники, і далі – на фільтр. На виході з фільтру у воді контролювались концентрація розчиненого кисню, амонію, нітритів та нітратів. У нижній та верхній частинах фільтру вимірювали загальне мікробне число [295].

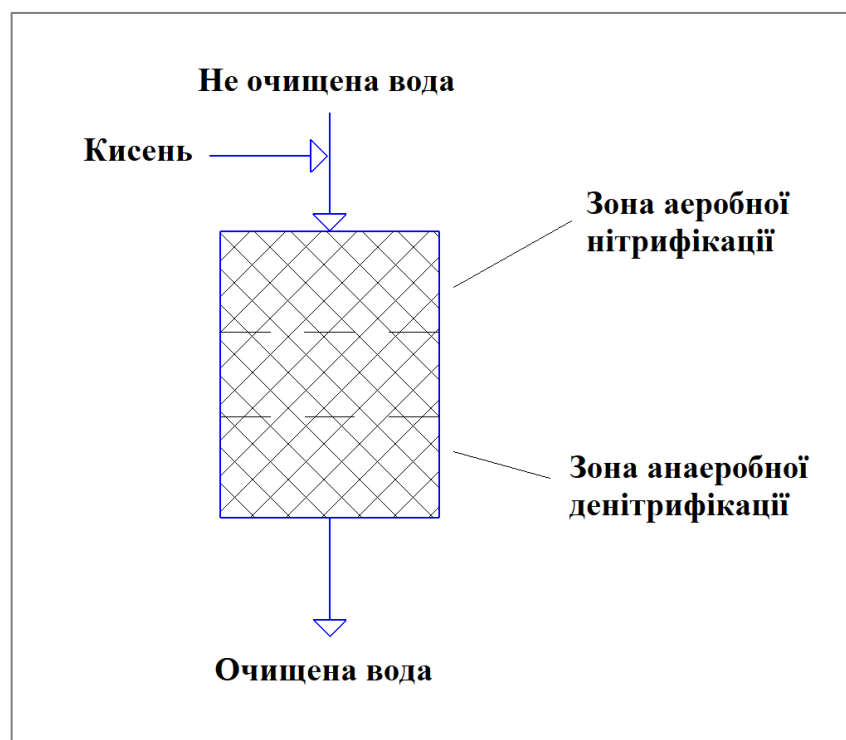


Рис. 2.9. Схематичне зображення установки деамонізації

2.2.4 Дослідження якості води

Показники якості води визначались за загальноприйнятими методами аналітичного контролю, рекомендованими у ДСанПіН 2.2.4-171-10 «Гігієнічні вимоги до води питної, призначеної для споживання людиною» [6]. Для проведення аналізів застосовувались фотометричні або спектрофотометричні методи, а саме: для заліза – з сульфосаліциловою кислотою; для мангану - з окисненням із застосуванням $(\text{NH}_4)_2\text{S}_2\text{O}_8$ до іону

MnO_4^- ; для амонію – з реактивом Неслера; для нітратів – з фенолдисульфоною кислотою; нітритів – з сульфаніловою кислотою. Концентрація розчиненого у воді кисню визначалась за методом Вінклера.

Визначення заліза відбувалось за «ГОСТ 4011-72. Методы измерения массовой концентрации общего железа» [296] з сульфосаліциловою кислотою (ГОСТ чинний до 01.01.2019 р.). Метод заснований на взаємодії іонів заліза у лужному середовищі з сульфосаліциловою кислотою з утворенням забарвленої у жовтий колір комплексної сполуки. Інтенсивність забарвлення, яке пропорційне масовій концентрації заліза, вимірюється при довжині хвилі 400-430 нм.

Діапазон вимірювання масової концентрації загального заліза без розведення проби становить – 0,10-2,00 мг/дм³. У цьому інтервалі сумарна похибка вимірювання з $P=0,95$ знаходиться у межах 0,01-0,03 мг/дм³.

Масова концентрація заліза (X) в аналізованій пробі у мг/дм³ з урахуванням розведення визначається за попередньо побудованим калібрувальним графіком та обчислюється за формулою:

$$X = \frac{C \times 50}{V}$$

де: C - концентрація заліза, знайдена за калібрувальним графіком, мг/дм³;

V - об'єм води, взятий для аналізу, см³;

50 – об'єм, до якого розведена проба, см³.

За остаточний результат аналізу приймається середнє арифметичне результатів двох паралельних вимірювань, допустима розбіжність між якими не повинна перевищувати 25 % при масовій концентрації заліза на рівні гранично допустимої, результат округляється до двох значущих цифр.

Визначення мангану відбувалось за «ГОСТ 4974-72. Методы определения содержания марганца» [297] (ГОСТ чинний до 01.01.2019 р.). Метод заснований на окисненні сполук мангану до іона MnO_4^- у кислому середовищі персульфатом амонію або калію в присутності срібла як каталізатора. Інтенсивність рожевого забарвлення розчину вимірюється

фотометром. Чутливість методу при об'ємі досліджуваної проби води 500 см³ становить 0,010 мг/дм³.

Масова концентрація мангану (X) в аналізованій пробі у мг/дм³ з урахуванням розведення визначається за попередньо побудованим калібрувальним графіком та обчислюється за формулою:

$$X = \frac{a \times 1000}{V}$$

де: а - концентрація мангану, знайдена за калібрувальним графіком, мг;

V - об'єм води, взятий для аналізу, см³.

За остаточний результат аналізу приймається середнє арифметичне результатів двох паралельних вимірювань, допустима розбіжність між якими не повинна перевищувати 25 % при масовій концентрації мангану на рівні гранично допустимої, результат округляється до двох значущих цифр.

Визначення амонію, нітритів та нітратів відбувалось за «ГОСТ 4192-82. Метод определения минеральных азотсодержащих веществ» [298] (ГОСТ чинний до 01.01.2019 р.), який передбачає застосування фотометричних методів визначення масових концентрацій мінеральних азотовмісних речовин: аміаку і іонів амонію (сумарно), нітритів та нітратів.

Метод визначення масової концентрації аміаку і іонів амонію (сумарно) заснований на їх здатності утворювати забарвлені у жовто-коричневий колір сполуки з реактивом Несслера (лужний водний розчин дегідрату тетраїдомеркурата (II) калію K₂[HgI₄]•2H₂O). Інтенсивність забарвлення утвореного розчину, яка пропорційна масовій концентрації аміаку та іонів амонію, вимірюється при довжині хвилі 400-425 нм.

Нижня межа визначення становить - 0,05 мг/дм³. При вмісті у воді аміаку і іонів амонію понад 3 мг/дм³ пробу потрібно розбавляти. Відносна помилка визначення дорівнює ± 5%. Можливий негативний вплив залишкового активного хлору усувається шляхом додавання еквівалентної кількості тіосульфату натрію; жорсткості - додаванням розчину

виннокислого калію-натрію; високих показників заліза, забарвленості і каламутності – додаванням суспензії гідроксиду алюмінію.

Сумарна масова концентрація аміаку і іонів амонію (X) в мг/дм³ визначається за попередньо побудованим калібрувальним графіком та обчислюється за формулою:

$$X = \frac{C \times 50}{V},$$

де C - масова концентрація, визначена за калібрувальним графіком або обчислена за рівняння регресії, мг/дм³;

V – об'єм проби, відібраний для аналізу, см³;

50 – об'єм стандартного розчину, см³.

За остаточний результат аналізу приймають середнє арифметичне результатів двох паралельних визначень, допустимі розбіжності між якими не повинно перевищувати 10%.

Метод визначення масової концентрації нітритів заснований на їх здатності діазотувати сульфанилову кислоту та утворювати червоно-фіолетовий краситель діазосполуки з 1-Нафтиламіном. Інтенсивність забарвлення утвореного розчину, яка пропорційна масовій концентрації нітритів, вимірюється при довжині хвилі 520 нм. Нижня межа визначення становить - 0,003 мг/дм³.

При вмісті у воді нітритів понад 0,3 мг/дм³ пробу потрібно розбавляти. Відносна помилка визначення дорівнює $\pm 5\%$. Можливий негативний вплив забарвленості і каламутності усувається шляхом додавання суспензії гідроксиду алюмінію.

Масова концентрацію нітритів (X₁) в мг/дм³ визначається за калібрувальним графіком та обчислюється за формулою:

$$X_1 = \frac{C \times 50}{V},$$

де C - масова концентрація, визначена за калібрувальним графіком або обчислена за рівняння регресії, мг/дм³;

V – об'єм проби, відібраний для аналізу, см^3 ;

50 – об'єм стандартного розчину, см^3 .

За остаточний результат аналізу приймають середнє арифметичне результатів двох паралельних визначень, допустимі розбіжності між якими не повинно перевищувати 10%.

Метод визначення масової концентрації нітратів заснований на їх реакції з саліциловокислим натрієм у присутності сірчаної кислоти з утворенням нітросаліцилової кислоти, забарвленої у жовтий колір. Інтенсивність забарвлення утвореного розчину, яка пропорційна масовій концентрації нітритів, вимірюється при довжині хвилі 480 нм. Чутливість методу становить - $0,1 \text{ мг/дм}^3$ нітратного азоту.

Визначенню заважають: забарвленість води, вплив якої усувають шляхом додавання суспензії гідроксиду алюмінію; хлориди (в концентрації, що перевищує 200 мг/дм^3), які видаляють додаванням розчину сульфату срібла до 100 см^3 досліджуваної води у кількості, еквівалентній вмісту хлоридів (осад хлориду срібла фільтрують або відокремлюють центрифугуванням); нітрити (в концентрації $1\text{-}2 \text{ мг/дм}^3$) і залізо (в концентрації більше $0,5 \text{ мг/дм}^3$, вплив якого може бути усунений шляхом додавання 8-10 крапель розчину тартрату калію-натрію перед випаровуванням води при аналізі).

Масова концентрація нітритів (X_2) в мг/дм^3 визначається за попередньо побудованим калібрувальним графіком та обчислюється за формулою:

$$X_2 = C$$

де C - масова концентрація, визначена за калібрувальним графіком, мг/дм^3 .

Збіжність результатів аналізу (A) у відсотках для усіх наведених вище методів обчислюється за формулою:

$$A = \frac{2(P_1 - P_2)}{(P_1 + P_2)} \times 100$$

де P_1 - більший результат з двох паралельних вимірювань.

2.3 Дослідження ТПВ

Дослідження морфологічного складу ТПВ проводились відповідно до чинних «Методичних рекомендацій з визначення морфологічного складу твердих побутових відходів», затверджених наказом Міністерства з питань житлово-комунального господарства від 16.02.2010 р. № 39 [299].

Експерименти проводились на господарський ділянці полігону ТПВ м.Хмельницький (протягом 4 сезонів) та на території полігону ТПВ м.Кривий Ріг в районі ш. «Валявко-Південна» (тільки у літній період). При цьому тривалість польових досліджень в один сезон складала не менше 4-6 днів до досягнення репрезентативної вибірки даних.

Протягом досліджень на полігоні ТПВ м. Хмельницький не відбувалось змішування твердих, великогабаритних, ремонтних, промислових та рідких відходів. При плануванні польових досліджень дії координувались з перевізниками ТПВ, маршрути смітєвозів обирались випадково і схеми їх руху при цьому не змінювались.

При виконанні досліджень визначались: маса порожнього та маса завантаженого смітєвоза. Для цього перед відбором проби смітєвоз із ТПВ зважувався на автомобільних вагах КПП полігону. Далі смітєвоз вивантажувався на майданчику з твердим покриттям. Із загального обсягу вивантажених ТПВ відбиралась проба відходів з орієнтовною вагою - 150-170 кг, а залишок ТПВ бульдозером зсувався з майданчика до тіла полігону, Для отримання репрезентативної вибірки відбиралось не менше 10 проб на місяць.

Опрацювання результатів дослідження виконувалось у наступному порядку:

- визначалась маса кожного відсортованого компонента ТПВ шляхом підсумовування відповідних даних зважування;
- визначалась загальна маса проби, що була розсортована, шляхом підсумовування усіх даних, одержаних в ході зважування компонентів ТПВ

та їх залишку;

- прийнявши за 100 % (за масою) масу ТПВ, що була розсортована, розраховувався вміст (у відсотках) кожного компонента ТПВ у даному сміттєвозі;

- за загальними результатами з усіх сміттєвозів шляхом статистичного оброблення визначалась похибка серії вимірювань і проводилось подальше коригування даних;

- розраховувався середній морфологічний склад ТПВ, що надходили на господарську ділянку полігону ТПВ у сміттєвозах.

Для оцінки швидкості біодеструкції органічних речовин під дією різних препаратів застосовувався наступний метод. Відбирались зразки ТПВ, фракції подрібнювались до величини 3-5 мм і перемішувались, з них формувались відповідні проби. Кожна з проб оброблялась необхідним реагентом (за контроль приймався необроблений зразок), після чого залишалась у прямокутних ємностях розміром 30х30 см в плані глибиною 50 см. Ємності були зроблені з фанери таким чином, що в кожній була можливість зняття бокової планки для оцінки висоти сміття.

Ємності залишались на відкритому повітрі без покриття (для імітації реальних погодних умов). Один раз на день за допомогою лінійки фіксувалась висота кожної проби. За глибиною просідання робились висновки щодо активності біодеградації органічної складової ТПВ.

2.4 Методи обробки даних

Узагальнення та обробка результатів експериментів проводились із застосуванням програмного забезпечення «Microsoft Excel for Mac» та «Apple Numbers». При цьому використовувались стандартні функції усереднення, визначення звичайного та середньоквадратичного відхилення. Кореляційний аналіз здійснювали з використанням функцій пакету «Microsoft Excel for Mac».

Оцінку довірчого інтервалу здійснювали із застосуванням програмного забезпечення «Microsoft Excel for Mac» та «Apple Numbers». Для стандартизованих методик (зокрема визначення показників якості води) довірчі інтервали приймали відповідно до опису методик згідно [300, 301]. Для експериментально визначених величин, використовували розрахунки за формулами згідно [302] для $P < 0,95$, якщо інше не було вказано в роботі.

Для розробки та оформлення графічного матеріалу використовувалось наступне програмне забезпечення:

- в частині формування графіків - «Microsoft Excel for Mac», «Apple Numbers»;
- в частині підготовки принципових і технологічних схем - «Microsoft Visio», «Omnigraffle»;
- в частині формування картографічного матеріалу і географічних схем - «QGIS»;
- для розробки креслень та 3D-моделей конструкцій «AutoDesk Autocad».

Розробку, тестування і компіляцію програм здійснювали у середовищі «Apple XCode». Використовували стандартні бібліотеки (frameworks) Apple: Swift, Foundation, AppKit, UIKit, CloudKit. Крім того, для моделювання розвитку мікроорганізмів в залежності від складу використовували бібліотеку сторонніх розробників “iawq.asm2” [303]. Для використання інтерполяції та апроксимації за методом найменших квадратів застосовували бібліотеку “uimath.approxim”. Вказані бібліотеки розповсюджуються за моделлю GNU/GPL.

Враховуючи значний час виконання роботи та постійне оновлення програмного забезпечення, в роботі застосовано ряд різних його версій (табл. 2.2).

Таблиця 2.2. Версії програмного забезпечення використані в роботі

Назва програмного комплексу	Виробник	Використані версії
Word for Mac	Microsoft	15.16-15.32 (MS Office 2016 for Mac)
Excel for Mac	Microsoft	15.16-15.32 (MS Office 2016 for Mac)
Visio for Mac	Microsoft	15.22-15.32
Pages	Apple	5.1-7.2
Numbers	Apple	4.3-5.2
XCode *	Apple	9.0-11.1
OmniGraffle	OmniGroup	7.6.1-7.9.2
QGIS	QGISCorp	2.16-3.2.2
Autocad	Autodesk	2017.1-2018.1

* використовувались також матеріали платної підписки Apple developer

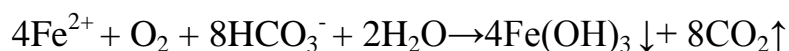
Для формування програм та математичного моделювання використовували комп'ютери Apple IMac mid 2011 (intel core I7, 16 Gb) та IMac late 2012 (intel core I7, 16 Gb).

РОЗДІЛ 3. БІОТЕХНОЛОГІЧНА ІНТЕНСИФІКАЦІЯ ПРОЦЕСІВ ЗНЕЗАЛІЗНЕННЯ І ДЕМАНГАНАЦІЇ ВОДИ

3.1. Визначення ролі мікроорганізмів у процесах знезалізнення і деманганациї води

Для очищення підземних вод від заліза існує багато методів, проте у практиці водопідготовки найчастіше застосовується технологія із застосуванням спрощеної аерації, яка полягає в окисненні сполук заліза розчиненим у воді киснем з подальшим відділенням утвореного осаду на швидких фільтрах.

Процес окиснення Fe (II) киснем відбувається за наступною реакцією:



Стехіометрична кількість розчиненого кисню, потрібного для окиснення 1 мг Fe^{2+} , становить – 0,14 мг. Але у реальних умовах, як відзначається у роботах багатьох науковців [8, 9, 28] та всесвітньо визнаних фахівців в області водопідготовки, оптимальна величина вказаного показника найчастіше варіює у діапазоні 0,6-0,9 мг. Цей факт зазвичай пов'язують з тим, що вказаний процес є автокаталітичним, тому що утворений гідроксид заліза виступає каталізатором для подальшої активізації окиснювального процесу.

Цим пояснюється і необхідність після промивки фільтра, коли у його завантаженні відсутня необхідна кількість гідроксидних сполук заліза (III), певного часу для формування відповідної плівки. Саме останній процес потребує збільшеної концентрації кисню. Вважається, що при співвідношенні вмісту кисню до вмісту заліза менше 0,3 плівка взагалі не формується [9].

При дослідженні роботи швидких фільтрів на водозаборі смт Хорошів були отримані результати (табл. 3.1), які свідчили про порушення згаданого вище залізо/кисневого співвідношення, характерного для звичайних умов знезалізнення.

Таблиця 3.1. Середні за 6 фільтроциклів параметри знезалізнення води свердловини смт Хорошів при вихідній концентрації заліза – 24,2 мг/дм³; температурі води - 13,2±1,6 °С

Концентрація ¹⁾ , мг/дм ³			Співвідношення залізо/кисень
розчиненого кисню	заліза у фільтраті	видаленого заліза	
2,0±0,1	7,6±0,2	16,6±0,2	0,12±0,03
2,0±0,1	8,5±0,2	15,6±0,1	0,13±0,02
2,0±0,1	10,7±0,3	13,5±0,2	0,15±0,03
4,0±0,1	4,7±0,1	19,5±0,2	0,21±0,03
4,0±0,1	6±0,2	18,3±0,3	0,22±0,02
4,0±0,1	8,4±0,2	15,8±0,2	0,25±0,02

¹⁾Довірчі інтервали визначено для $p < 0,05$

Розрахунок відношення кількості O₂ до кількості окисненого заліза за експериментальними даними виявив значні відхилення від теоретичного співвідношення. В умовах досліджень для окиснення вказаної кількості заліза (II) потребувалось значно більше окисника, що вказувало на той факт, що не лише кисень брав участь в окисненні сполук заліза. Докладніше ця інформація наведена у статті [304].

На рис. 3.1, який добре ілюструє вплив аерації на процес знезалізнення, показано зміну концентрації заліза на вході і виході пілотної фільтрувальної установки при різному вмісті розчиненого кисню, зокрема 2,0-2,5 мг/дм³ і 4,0-4,5 мг/дм³ і швидкості фільтрування - близько 5 м/год.

Згідно одержаних даних при вказаній концентрації кисню середній за фільтроцикл вміст заліза у фільтраті складав - 10,7 та 8,4 мг/дм³ відповідно.

Під час досліджень у воді також визначався вміст інших речовин, зокрема сульфатів, нітратів та амонію. За результатами аналізу, наведених у табл. 3.2, концентрація нітратів та амонію протягом фільтрування зростала, а сульфатів, навпаки, знижувалась.

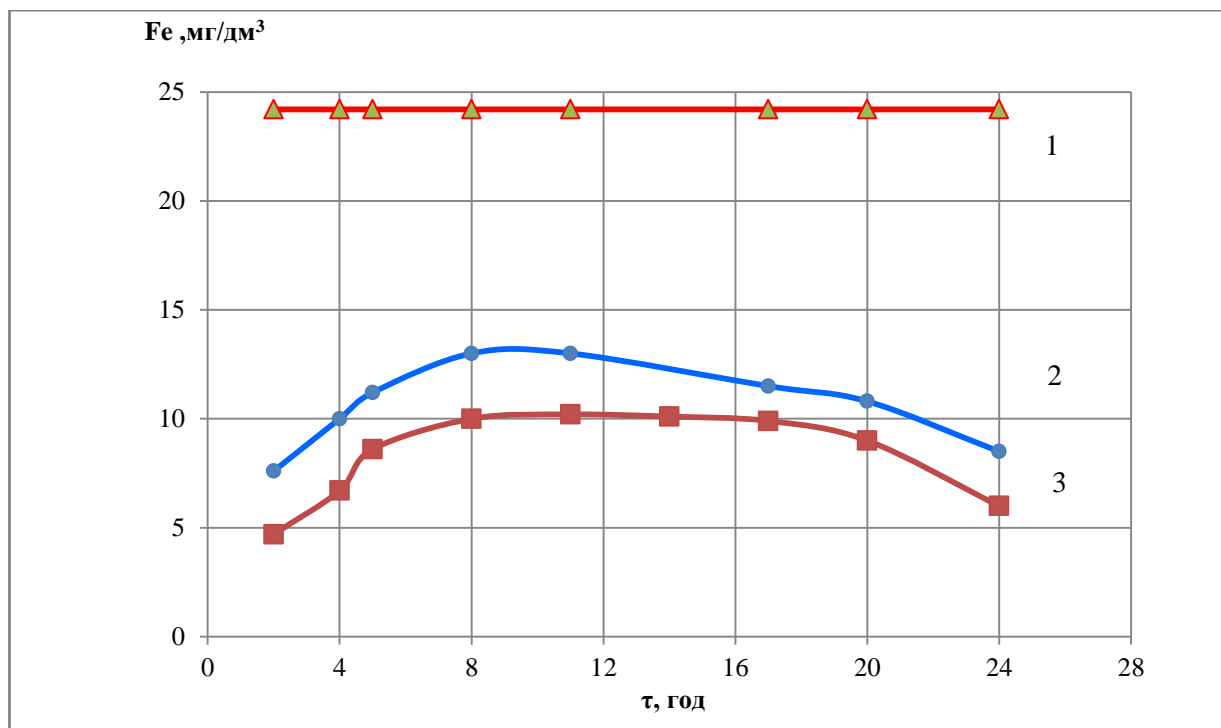


Рис. 3.1. Динаміка зміни вмісту заліза в фільтраті:

1- початкова концентрація; 2 - концентрація при вмісті розчиненого кисню 2,0-2,5 мг/дм³; 3 - концентрація при вмісті розчиненого кисню 4,0-4,5 мг/дм³

Таблиця 3.2. Динаміка зміни вмісту сульфатів, нітратів та амонію протягом фільтрування

№	Показник	Концентрація у воді, мг/дм ³	
		на вході	на виході
1	Сульфати	120	108
2	Нітрати	9,7	10,2
3	Амоній	1,20	0,60

Оскільки сульфати зазвичай не затримуються у фільтруючому завантаженні, зменшення їх концентрації можна було пояснити наявністю у воді сульфат-редуючих бактерій. Ці бактерії, на нашу думку, здатні сприяти окисленню заліза поряд з розчиненим киснем.

Зниження вмісту амонію, який є джерелом азоту, також додатково свідчить про життєдіяльність бактерій.

Для перевірки висунутої вище гіпотези було проведено експерименти з швидкостями фільтрування 7 та 5 м/год, результати яких проілюстровано на рис. 3.2.

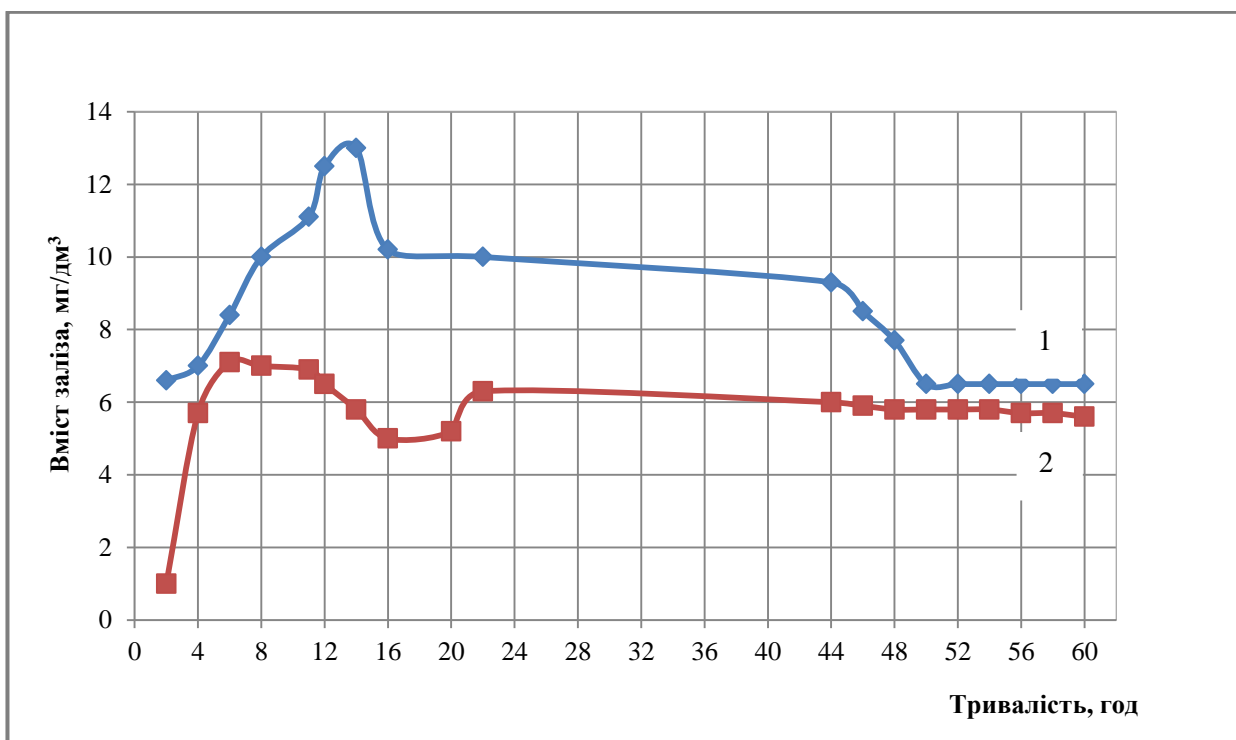


Рис. 3.2. Динаміка зміни вмісту заліза у фільтраті впродовж фільтроциклу з швидкостями фільтрування: 1 - 7 м/год; 2 - 5 м/год

За швидкості фільтрування 7 м/год крива 1, яка характеризує концентрацію заліза в фільтраті, мала максимум при значенні 13 мг/дм³, а середній вміст заліза в очищеній воді за фільтроцикл складав - 9,4 мг/дм³. Зі зменшенням швидкості фільтрування до 5 м/год (крива 2) максимальне значення концентрація заліза в фільтраті дорівнювало - 7,2 мг/дм³, а середнє — знаходилось на рівні - 5,7 мг/дм³. В обох випадках у початкові часи фільтрування спостерігалось різке зниження ефективності процесу очищення води від сполук заліза, після досягнення точки екстремуму відбувалось деяке його покращення і при подальшій роботі установки якість фільтрату практично не змінювалась.

У літературних джерелах стосовно знезалізнення підземних вод традиційно вважається, що низька ефективність цього процесу на початковій стадії фільтрування (приблизно від 2 до 12 год) зумовлена відсутністю на поверхні зерен фільтруючого матеріалу особливої каталітичної плівки із гідроксидних сполук заліза, яка сприяє інтенсифікації процесів окиснення і видалення з води заліза під час фільтрування. По мірі накопичення сполук заліза у фільтруючому завантаженні каталітична активність збільшується, що і призводить до підвищення ефективності всього процесу знезалізнення [7].

В той же час отримані нами експериментальні результати і, зокрема, дані щодо зниження концентрації сульфатів та амонію, дозволяють інакше пояснити перебіг процесів, що відбуваються під час фільтрування води. Низька ефективність очищення після промивки фільтруючого завантаження пов'язана не з поступовим накопиченням гідроксиду заліза, а з часом, необхідним для утворення достатньої кількості колоній мікроорганізмів, які грають значну роль у знезалізненні.

Довести або спростувати гіпотезу щодо ролі мікроорганізмів у процесі видалення сполук заліза з води можна шляхом перевірки зміни відповідного біологічного показника, а саме загального мікробного числа (ЗМЧ), у процесі фільтрування. Виходячи з цього, для підтвердження зробленого вище припущення було проведено експерименти з фільтрування води з концентрацією заліза $13,3 \pm 0,8$ мг/дм³ при різній швидкості фільтрування та за наявності у фільтруючому матеріалі бактерій.

Згідно одержаних результатів, наведених у табл. 3.3, ефективність очищення корелювала не зі швидкістю фільтрування, а з кількістю бактерій, присутніх в 1 см³ завантаження. Зниження ефективності очищення та зменшення біомаси у фільтруючому шарі, яке було зафіксоване на 60 годині фільтроциклу, зумовлено, вірогідно, так званим «старінням» культури (цей процес розглянутий нижче).

Таблиця 3.3. Кількість бактерій (за ЗМЧ) у завантаженні та ефективність видалення заліза за різної швидкості фільтрування

Тривалість фільтроциклу, год	Швидкість фільтрування, 7 м/год		Швидкість фільтрування, 5 м/год	
	ЗМЧ, КУО/см ³	Ефективність видалення заліза, %	ЗМЧ, КУО/см ³	Ефективність видалення заліза, %
12	320±70	25±2	1100±150	66±2
24	2000±100	54±2	4500±150	76±2
48	4500±150	75±2	5000±150	79±2
60	4300±150	73±2	4600±150	78±2

¹⁾Довірчі інтервали визначено для $p < 0,05$

Таким чином, усі одержані на початковому етапі результати досліджень засвідчили існування певного впливу мікроорганізмів на процес видалення з води сполук заліза під час її фільтрування. Таким чином, на основі проведених експериментів було доведено порушення співвідношення між концентрацією розчиненого кисню та кількістю видаленого заліза. При фільтруванні води спостерігалось постійне відхилення не тільки від стехіометричного значення - 0,143 мг/мг, але й від зазвичай рекомендованого для технології знезалізнення співвідношення - 0,6-0,7 мг/мг.

Крім того, роль мікроорганізмів у процесі видалення з води сполук заліза була експериментально підтверджена шляхом вимірювання протягом фільтрування величини ЗМЧ. Згідно одержаних даних, кількість присутніх у фільтруючому завантаженні бактерій корелювала з ефективністю процесу знезалізнення.

Враховуючи, що у підземних водах супутнім компонентом заліза майже завжди виявляється манган, у наступних дослідженнях процеси знезалізнення і деманганації розглядалися одночасно.

Подальшу оцінку ролі біологічних факторів при знезалізненні і деманганації було здійснено шляхом порівняння їх ефективності із застосуванням різних окисників, зокрема гіпохлориту натрію та кисню

повітря. Підземна вода у вказаній серії експериментів характеризувалась такими середніми показниками: залізо - $6,6 \pm 0,2$ мг/дм³; манган - $0,32 \pm 0,1$ мг/дм³, температура води - $15 \pm 2^\circ\text{C}$ (деякі інші показники вказаної води приведені у табл. 3.4).

Таблиця 3.4. Узагальнені показники якості підземної води, застосованої під час досліджень

№	Показники	Проба 1	Проба 2
1	Запах, бали	1	1
2	Забарвленість, градуси	9	10
3	Каламутність, мг/дм ³	1,5	1,7
4	Водневий показник, од. рН	7,1	7,3
5	Залізо загальне, мг/дм ³	6,8	6,5
6	Манган, мг/дм ³	0,33	0,31
7	Жорсткість, ммоль/дм ³	8,0	7,3
8	Загальна лужність, ммоль/дм ³	5,3	5,5
9	Аміак, мг/дм ³	0,15	0,21
10	Нітрити, мг/дм ³	<0,003	0,018
12	Нітрати, мг/дм ³	11,9	9,7
13	Хлориди, мг/дм ³	25	23
14	Сульфати	135	133

Хоча ефективність процесу знезалізнання/деманганації в цілому оцінюється за результатом його двох стадій, а саме окиснення і затримання нерозчинних гідроокисних сполук заліза (III) та оксиду мангану (IV), ефективність реалізації другої стадії, безумовно, прямо залежить від першої. Отже ефективність досліджуваного процесу можна оцінити і за ефективністю окиснення заліза та мангану до їх три- та чотирьохвалентних форм відповідно.

Одержані під час експериментів результати зведені у табл. 3.5-3.6.

Таблиця 3.5. Динаміка зміни концентрації заліза у фільтраті з використанням гіпохлориту натрію

Доза гіпохлориту натрію, мг/дм ³	Концентрація заліза, мг/дм ³			Ефективність, %	¹⁾ Cl ₂ \ Fe, мг/мг
	на вході	на виході	затримано		
0,2	6,6	0,9	5,7	86,4	0,04
0,5	6,5	1,6	4,9	75,4	0,10
1	6,7	2,9	3,8	56,7	0,26
1,5	6,6	4,6	2	30,3	0,75
2	6,5	3,8	2,7	41,5	0,74
3	6,5	3,1	3,4	52,3	0,88
4	6,7	1,5	5,2	77,6	0,77
5	6,6	0,95	5,65	85,6	0,88
6	6,8	0,4	6,4	94,1	0,93
8	6,7	0,2	6,5	97	1,23
10	6,7	0,2	6,5	97	1,54

¹⁾Співвідношення кількості активного хлору до кількості видаленого заліза

Таблиця 3.6. Динаміка зміни концентрації мангану у фільтраті з використанням гіпохлориту натрію

Доза гіпохлориту натрію, мг/дм ³	Концентрація мангану, мг/дм ³			Ефективність, %	¹⁾ Cl ₂ \ Mn, мг/мг
	на вході	на виході	затримано		
0,2	0,33	0,15	0,18	54,5	1,11
0,5	0,32	0,24	0,08	25	6,25
1	0,33	0,28	0,05	15,2	20
1,5	0,33	0,29	0,04	12,1	37,5
2	0,31	0,26	0,05	16,1	40
3	0,32	0,25	0,07	21,9	42,86
4	0,31	0,22	0,09	29	44,44
5	0,32	0,21	0,11	34,4	45,45
6	0,33	0,22	0,11	33,3	54,55
8	0,31	0,22	0,09	29	88,89
10	0,32	0,21	0,11	34,4	90,91

¹⁾Співвідношення кількості активного хлору до кількості видаленого мангану

Отримані протягом експериментів дані проілюстровано також на рис. 3.3, де відображено динаміку зміни ефективності видалення сполук заліза та мангану з використанням як окисника гіпохлориту натрію.

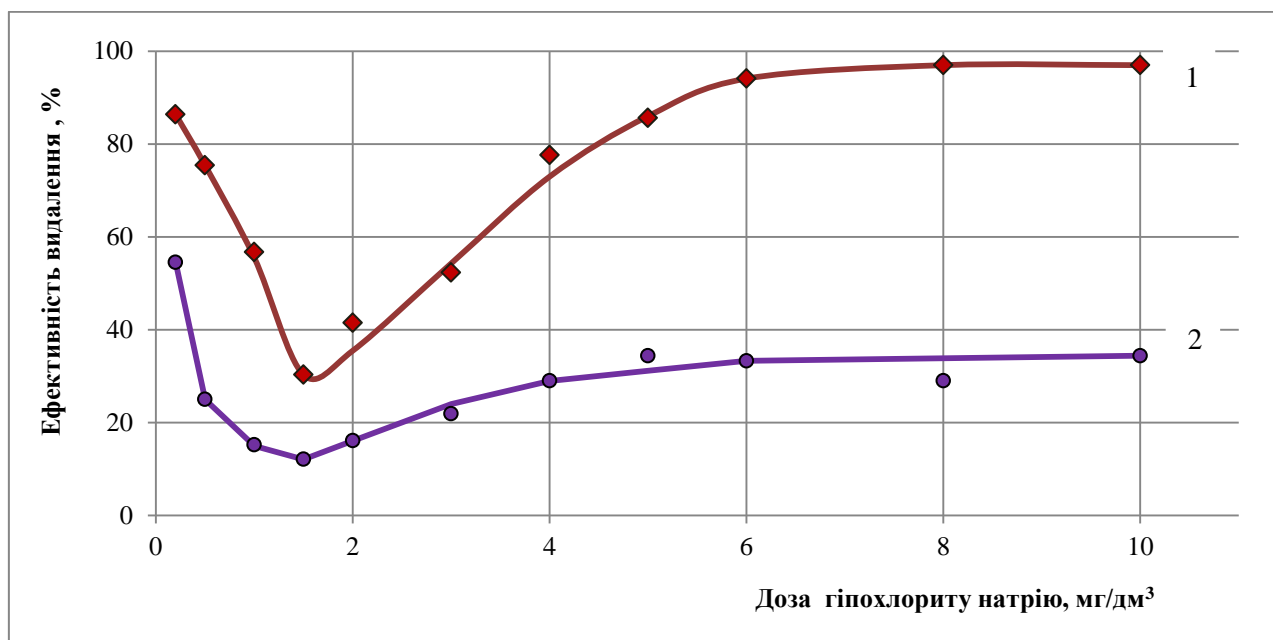


Рис. 3.3. Ефективність видалення сполук заліза та мангану з використанням як окисника гіпохлориту натрію: 1 - залізо; 2 - манган

Отримані залежності показали, що на початку фільтрувального процесу при невисоких дозах гіпохлориту натрію видалення сполук заліза відбувається з порівняно високою ефективністю. При збільшенні вмісту гіпохлориту натрію до 2 мг/дм³ ефективність очищення спадає, а далі, починаючи з концентрації вказаного реагенту 3 мг/дм³, ефективність поступово збільшується, досягаючи максимум при його концентрації - 8 мг/дм³.

Відомо, що теоретична витрата гіпохлориту натрію на окислення 1 мг заліза (II) складає - 0,64 мг/мг. Ця умова виконується для дози гіпохлориту натрію, яка складає більше 1,5 мг/дм³. Проте і при нижчих дозах реагенту в експериментах спостерігалась достатньо висока ефективність видалення

заліза, що може бути зумовлено суттєвим внеском біологічного фактору у процес знезалізнення.

Враховуючи, що гіпохлорит натрію є не тільки окисником, але й сильним дезінфектантом, збільшення його дози призводить до пригнічення і загибелі мікроорганізмів, а отже і до різкого падіння ефективності очищення. Саме тому, при дозах 0,5-1,5 мг/дм³ спостерігався мінімум ефективності.

З підвищенням вмісту реагенту збільшується і ефективність хімічного окиснення заліза гіпохлоритом натрію, а тому ефективність процесу поступово зростає. Таким чином, при збільшенні концентрації гіпохлориту натрію відбувається перехід від біологічного до хімічного процесу видалення з води заліза.

Ефективність вилучення з води мангану протягом даних досліджень була значно меншою, але загальна тенденція до різкого зниження ефективності при збільшенні дози гіпохлориту натрію з 0,2 до 0,5 мг/дм³ і подальше поступове зростання ефективності, в цілому зберігалася аналогічною процесу знезалізнення.

Виходячи з цього, можна прогнозувати такий самий механізм перебігу процесу деманганації, а саме значну роль біологічної складової очищення при низьких дозах гіпохлориту натрію, а при їх поступовому збільшенні - зростання ролі хімічного окиснення. У той же час, ефективність хімічного була нижчою, тобто біологічний процес видалення мангану, вірогідно, є більш ефективним (рис. 3.3, крива 2).

Результати аналогічних експериментів з використанням як окисника кисню наведені у табл. 3.7-3.8.

Таблиця 3.7. Динаміка зміни концентрації заліза у фільтраті з використанням кисню

Доза кисню, мг/дм ³	Концентрація заліза, мг/дм ³			Ефективність, %	¹ O ₂ \ Fe, мг/мг
	на вході	на виході	затримано		
0,2	6,5	3	3,5	53,8	0,06
0,5	6,5	2,8	3,7	56,9	0,14

Доза кисню, мг/дм ³	Концентрація заліза, мг/дм ³			Ефективність, %	¹⁾ O ₂ \ Fe, мг/мг
	на вході	на виході	затримано		
1	6,7	2,3	4,4	65,7	0,23
1,5	6,5	1,7	4,8	73,8	0,31
2	6,5	1,3	5,2	80	0,38
3	6,5	0,5	6	92,3	0,5
4	6,7	0,4	6,3	94	0,63
5	6,7	0,2	6,5	97	0,77
6	6,8	0,2	6,6	97,1	0,91

¹⁾Співвідношення кількості кисню до кількості видаленого заліза

Таблиця 3.8. Динаміка зміни концентрації мангану у фільтраті з використанням кисню

Доза кисню, мг/дм ³	Концентрація мангану, мг/дм ³			Ефективність, %	¹⁾ O ₂ \ Mn, мг/мг
	на вході	на виході	затримано		
0,2	0,33	0,25	0,08	24,2	2,5
0,5	0,32	0,24	0,08	25	6,25
1	0,33	0,22	0,11	33,3	9,09
1,5	0,33	0,14	0,19	57,6	7,89
2	0,31	0,12	0,19	61,3	10,53
3	0,32	0,11	0,21	65,6	14,29
4	0,31	0,08	0,23	74,2	17,39
5	0,32	0,08	0,24	75	20,83
6	0,33	0,07	0,26	78,8	23,08

¹⁾Співвідношення кількості кисню до кількості видаленого мангану

Отримані протягом експериментів дані проілюстровано також на рис. 3.4, де відображено динаміку зміни ефективності видалення сполук заліза та мангану з використанням як окисника кисню.

Залежності, наведені на вказаному рисунку, суттєво відрізняються від аналогічних, одержаних при використанні гіпохлориту натрію. Зокрема під час фільтрування ефективність видалення заліза поступово зростала до рівня 97 % при збільшенні концентрації розчиненого кисню до 5 мг/дм³. Але найбільшу цікавість викликали показники, отримані при низьких дозах

кисню, а саме $0,2-2\text{мг/дм}^3$. Співвідношення кількості кисню до кількості вилученого заліза було у цьому випадку не тільки було суттєво меншим прийнятого оптимального значення ($0,6-0,7\text{ мг/мг}$), але й для перших двох експериментів - взагалі менше стехіометричного ($0,143\text{ мг/мг}$).

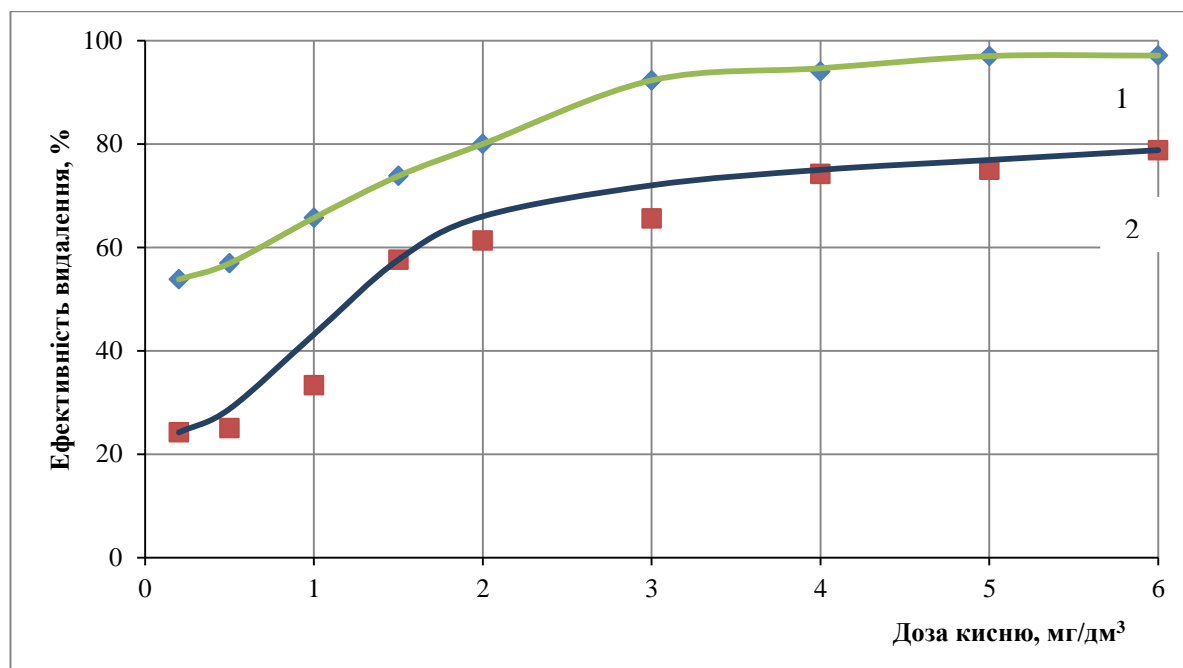


Рис. 3.4. Ефективність видалення сполук заліза та мангану з використанням як окисника кисню: 1 - залізо; 2 – манган

Подібне порушення співвідношень не може бути пояснене існуючою теорією. Навіть каталітичними властивостями затриманих у фільтруючому завантаженні гідроксидних сполук заліза не можна пояснити порушення молярного співвідношення. Отже, при малих концентраціях кисню окисниками виступали інші речовини, що, як вже відзначалось раніше, можливо лише у біологічному процесі.

Різний вигляд кривих, які характеризують ефективність видалення заліза при використанні кисню та гіпохлориту натрію (рис. 3.5) пояснюється тим, що на відміну від гіпохлориту натрію кисень не проявляє дезінфікуючої дії, а тому відбувається не перехід від біологічного процесу окиснення до

хімічного, а поступове збільшення ефективності обох процесів при зростанні концентрації окисника.

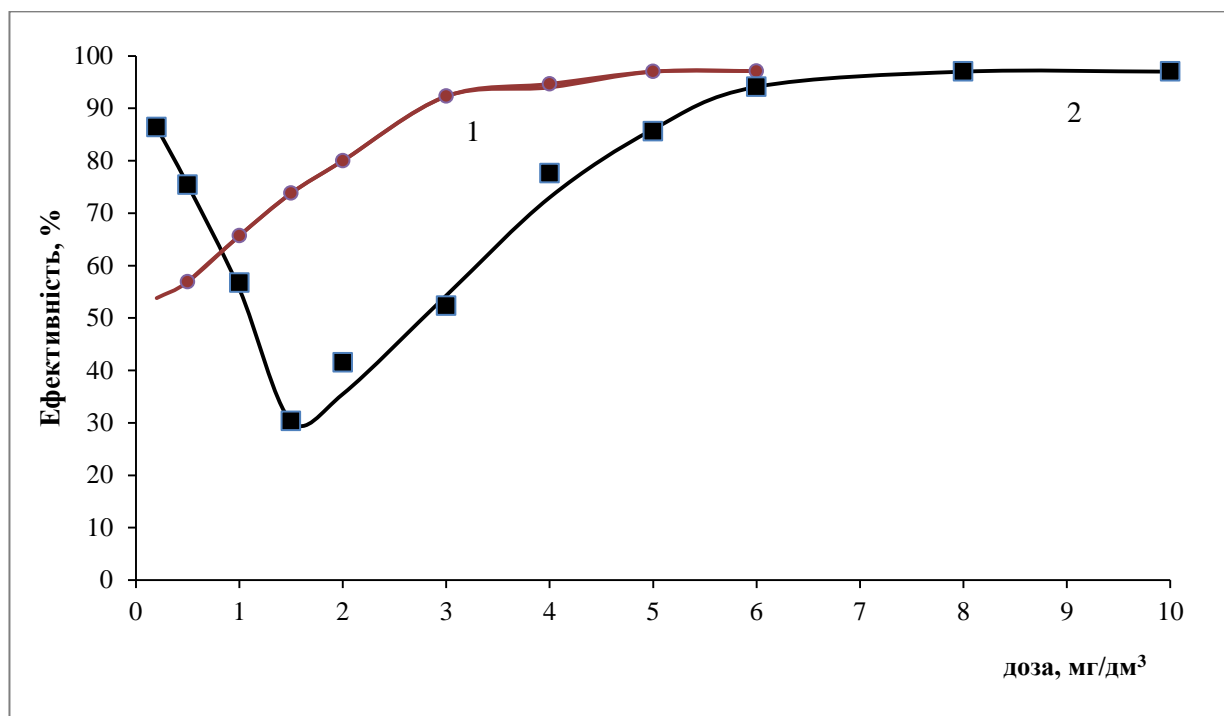


Рис. 3.5. Ефективність видалення сполук заліза з використанням як окисника:
1 - кисню; 2 - гіпохлориту натрію

Аналогічна ситуація спостерігалась і при видаленні мангану (рис.3.6), з якого видно, що при застосуванні кисню ефективність видалення вказаного інгредієнту була суттєво вищою. Отже, біологічне видалення мангану є більш ефективним процесом, ніж хімічне.

Отже результати проведених експериментів показали, що гіпохлорит натрію, як більш сильний окисник, сприяв інтенсивному зниженню концентрації заліза, але мало впливав на ефективність видалення з води мангану. Навпаки, при насиченні води розчиненим киснем, особливо при його високих концентраціях, спостерігалось ефективне видалення мангану (при концентрації кисню 6 мг/дм³ ефективність перевищувала 68 %). За умови перебігу лише хімічного процесу при застосуванні сильнішого окисника процеси знезалізнення і деманганації були б ефективнішими.

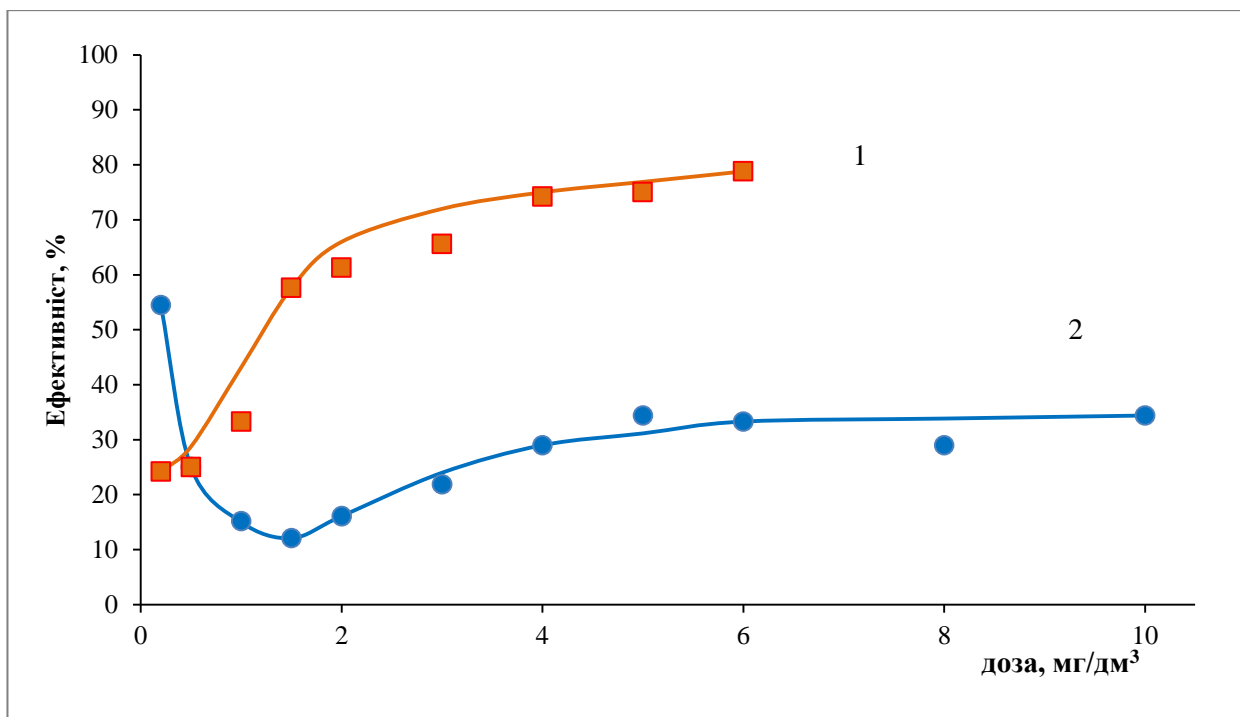


Рис. 3.6. Ефективність видалення сполук мангану з використанням як окисника: 1 - кисню; 2 - гіпохлориту натрію

Отже згідно результатів досліджень при застосуванні гіпохлориту натрію через його дезінфікуючі властивості мали місце лише фізико-хімічні процеси, і ефективність очищення була нижчою у порівнянні із киснем. При використанні кисню паралельно перебігали як фізико-хімічні, так і біологічні процеси, і їх сумарна ефективність виявилась більшою.

Таким чином, одержані результати не тільки підтвердили впливову роль мікроорганізмів у процесах знезалізнення і деманганації, але й показали можливість практичного застосування методів біотехнології для підвищення ефективності очищення води від заліза та мангану.

Підсумовуючи вищевикладене, потрібно відзначити, що за результатами комплексних досліджень експериментально доведено, що при низьких концентраціях кисню порушується не тільки оптимальне, але й стехіометричне співвідношення кількості кисню до кількості видаленого заліза.

Показано, що при низьких концентраціях окисників домінують біологічні процеси, а при більш високих - зростає роль хімічних. Причому, використання як окисників хлоровмісних сполук (які також є дезінфектантами) призводить до заміни одного процесу іншим (біологічного - хімічним), в той час як при застосуванні кисню ефективність обох процесів поступово зростає зі збільшенням його вмісту.

3.2. Вплив умов періодичної промивки на перебіг біологічних процесів

При фільтруванні води відбувається колюматація (збільшення опору) фільтруючого завантаження, зумовлена накопиченням в ньому затриманих забруднень, що призводить до необхідності періодичної промивки фільтрів. Згідно з чинним «ДБН В.2.5-74:2013. Водопостачання. Зовнішні мережі та споруди. Основні положення проектування» для промивки фільтрів повинна використовуватись очищена дезінфікована вода, яка вміщує залишковий хлор. За таких умов саме хлор (або інший дезінфектант) пригнічує розвиток мікроорганізмів у фільтруючому шарі, що перешкоджає реалізації нормального біологічного процесу.

Для дослідження впливу застосованих при промивці фільтруючого шару знезаражуючих реагентів (зокрема, гіпохлориту натрію) на ефективність наступної стадії очищення було проведено 6 послідовних фільтроциклів, протягом яких промивка здійснювалась водою з дезінфектантом (розчин гіпохлориту натрію) та без нього. Одержані при цьому результати наведені у табл. 3.9.

Таблиця 3.9. Результати очищення води при промивці фільтра з використанням дезінфектанту та без нього

Тривалість фільтроциклу, год	Концентрація на вході, мг/дм ³		Концентрація на виході, мг/дм ³			
			Промивна вода з дезінфектантом		Промивна вода без дезінфектантом	
	залізо	манган	залізо	манган	залізо	манган
2	6,4	0,32	2,2	0,31	2,2	0,31

Тривалість фільтроциклу, год	Концентрація на вході, мг/дм ³		Концентрація на виході, мг/дм ³			
			Промивна вода з дезінфектантом		Промивна вода без дезінфектантом	
	залізо	манган	залізо	манган	залізо	манган
4	6,5	0,32	1,3	0,29	1,3	0,29
6	6,4	0,32	0,8	0,28	0,8	0,28
8	6,4	0,32	0,45	0,27	0,45	0,27
12	6,3	0,32	0,4	0,23	0,4	0,23
16	6,5	0,32	0,4	0,21	0,4	0,21
24	6,5	0,32	0,9	0,22	0,9	0,22
25	6,5	0,32	0,6	0,29	2,1	0,16
28	6,5	0,32	0,4	0,26	1,4	0,14
32	6,5	0,32	0,3	0,24	0,7	0,12
36	6,4	0,32	0,2	0,2	0,4	0,11
40	6,4	0,33	0,2	0,19	0,3	0,11
44	6,3	0,33	0,3	0,2	0,4	0,1
48	6,5	0,33	0,2	0,18	0,4	0,11
52	6,4	0,33	1	0,2	1,1	0,14
53	6,5	0,33	0,6	0,31	2	0,11
56	6,5	0,33	0,3	0,27	1,2	0,09
60	6,5	0,33	0,3	0,24	0,5	0,08
64	6,5	0,33	0,3	0,22	0,3	0,08
68	6,5	0,33	0,3	0,19	0,4	0,06
72	6,4	0,33	0,3	0,18	0,3	0,07
76	6,5	0,33	0,4	0,16	0,4	0,06
80	6,4	0,33	0,9	0,17	0,8	0,09
81	6,4	0,32	0,5	0,3	2,2	0,06
84	6,5	0,32	0,2	0,26	1,3	0,05
88	6,4	0,32	0,2	0,24	0,8	0,04
92	6,4	0,32	0,2	0,19	0,6	0,04
96	6,4	0,32	0,2	0,19	0,6	0,04
100	6,4	0,32	0,2	0,19	0,6	0,04
104	6,4	0,32	0,2	0,19	0,6	0,04
105	6,5	0,33	0,6	0,31	2	0,11
108	6,5	0,33	0,3	0,27	1,2	0,09
112	6,5	0,33	0,3	0,24	0,5	0,08
116	6,5	0,33	0,3	0,22	0,3	0,08
120	6,5	0,33	0,3	0,19	0,4	0,06
124	6,4	0,33	0,3	0,18	0,3	0,07
128	6,5	0,33	0,4	0,16	0,4	0,06
132	6,4	0,33	0,9	0,17	0,8	0,09

Тривалість фільтроциклу, год	Концентрація на вході, мг/дм ³		Концентрація на виході, мг/дм ³			
			Промивна вода з дезінфектантом		Промивна вода без дезінфектантом	
	залізо	манган	залізо	манган	залізо	манган
133	6,5	0,32	0,6	0,29	2,1	0,16
136	6,5	0,32	0,4	0,26	1,4	0,14
140	6,5	0,32	0,3	0,24	0,7	0,12
144	6,4	0,32	0,2	0,2	0,4	0,11
148	6,4	0,33	0,2	0,19	0,3	0,11
152	6,3	0,33	0,3	0,2	0,4	0,1
156	6,5	0,33	0,2	0,18	0,4	0,11
160	6,4	0,33	1	0,2	1,1	0,14

Здійснені за результатами вище наведених експериментів розрахунки ефективності процесів зведено у табл. 3.10.

Таблиця 3.10 Ефективність процесів знезалізнення та деманганації з використанням при промивці з дезінфектантом та без нього

Тривалість фільтроциклу, год	Ефективність видалення, %			
	Промивна вода з дезінфектантом		Промивна вода без дезінфектантом	
	залізо	манган	залізо	манган
2	66	3	66	3
4	80	9	78	9
6	88	13	86	13
8	93	16	92	19
12	94	28	94	28
16	95	34	96	34
24	96	36	96	37
<i>промивка</i>				
25	91	9	68	23
28	94	19	78	46
32	95	30	89	54
36	95	38	94	61
40	96	42	95	65
44	96	44	94	70
48	96	45	95	71
52	96	47	95	71
<i>промивка</i>				

Тривалість фільтроциклу, год	Ефективність видалення, %			
	Промивна вода з дезінфектантом		Промивна вода без дезінфектантом	
	залізо	манган	залізо	манган
53	91	6	69	57
56	94	18	82	73
60	95	27	92	77
64	95	33	95	80
68	96	42	94	82
72	96	49	95	81
76	97	51	95	80
80	97	51	95	81
<i>промивка</i>				
81	91	6	66	73
84	94	13	80	84
88	95	25	88	88
92	95	34	91	89
96	95	36	94	85
100	95	40	94	81
104	96	41	94	80
<i>промивка</i>				
105	91	9	69	45
108	94	19	82	51
112	95	30	92	54
116	95	38	95	60
120	96	42	94	61
124	96	44	95	60
128	96	45	96	55
132	96	47	96	52
<i>промивка</i>				
133	91	9	68	38
136	94	19	78	45
140	95	30	89	46
144	95	38	94	43
148	96	42	95	42
152	96	44	94	41
156	96	45	95	40
160	96	47	95	40

На рис. 3.7-3.8 наведена графічна інтерпретація результатів, одержаних протягом зазначеного вище тривалого експерименту. По завершенню кожного фільтроциклу фільтр виводився на промивку, під час якої використалась як вода з дезінфектантом (гіпохлорит натрію), так і без нього. Оцінка процесів здійснювалась за показником ефективності видалення заліза та мангану.

За результатами досліджень із застосуванням промивної води з гіпохлоритом натрію (рис. 3.7) на початку кожного наступного фільтроциклу спостерігалось суттєве зменшення ефективності процесів знезалізнення і деманганзації.

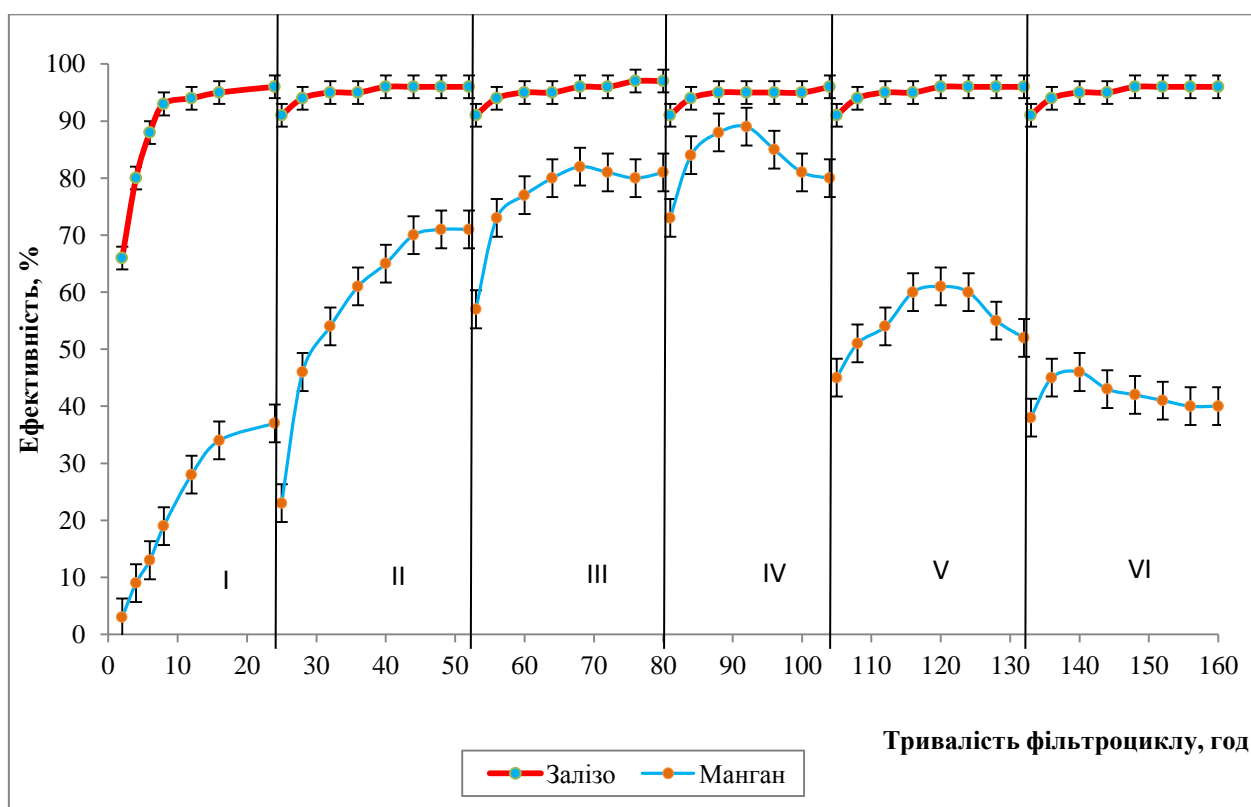


Рис. 3.7. Ефективність видалення з води заліза та мангану з використанням промивної води з дезінфектантом; I, II, III, IV, V, VI – фільтроцикли

Зниження величини вказаного показника зумовлене вимиванням із фільтруючого завантаження під час промивки затриманих в ньому сполук заліза та мангану, які діяли як каталізатори поглиблення процесу очищення. З точки зору технологічного режиму це означає, що після кожної промивки

фільтруючого матеріалу потрібен певний час для накопичення у ньому вказаних речовин, що буде сприятиме відновленню ефективності знезалізнення і деманганації.

За відсутності у промивній воді гіпохлориту натрію (рис. 3.8), закріплені у завантаженні мікроорганізми вимиваються лише частково і на початку нового фільтроциклу їх кількість виявляється достатньою для підтримання біологічної складової процесу очищення. По мірі накопичення у завантаженні гідроксидних сполук заліза та мангану паралельно з біологічним відновлюється і фізико-хімічний процес, що сприяє підвищенню ефективності очищення води.

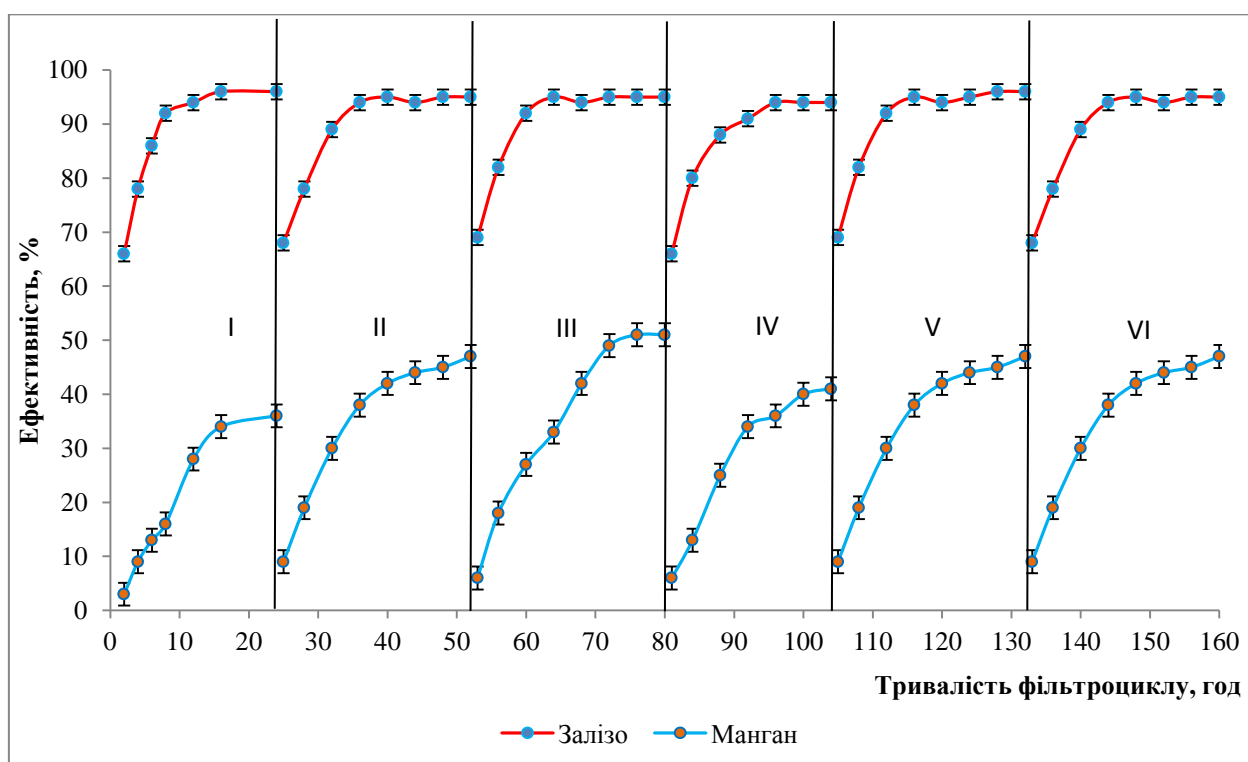


Рис. 3.8. Ефективність видалення з води заліза та мангану з використанням промивної води без дезінфектанта; I, II, III, IV, V, VI – фільтроцикли

При застосуванні для промивки фільтруючого завантаження води з гіпохлоритом натрію та без нього помітна різниця в ефективності знезалізнення спостерігалась лише протягом перших 6 годин фільтроциклу і далі в обох випадках становила в середньому 96 %. При деманганації роль

біологічного фактору була набагато значущою. Так, за відсутності у промивній воді дезінфектанту ефективність видалення мангану досягала 88-89 %, у той же час при промивці водою з гіпохлоритом натрію вказана величина не перевищувала 49 %.

Враховуючи сказане шляхом порівняння величини ефективності процесів знезалізнення і деманганації, під час яких промивка здійснювалась без дезінфектанту та в його присутності, було визначено біологічну складову вказаних процесів.

Таблиця 3.11. Збільшення ефективності очищення води за рахунок біологічного фактору

Тривалість фільтроциклу, год	Збільшення ефективності очищення за рахунок біологічного фактору, %	
	знезалізнення	деманганація
2	-	-
4	2	-
6	2	-
8	1	3
12	-	-
16	-	-
24	-	1
<i>промивка</i>		
25	23	14
28	16	27
32	6	24
36	1	23
40	1	23
44	2	26
48	1	26
52	1	24
<i>промивка</i>		
53	22	51
56	12	55
60	3	50
64	-	47
68	2	40
72	1	32
76	2	29

Тривалість фільтроциклу, год	Збільшення ефективності очищення за рахунок біологічного фактору, %	
	зnezалізнєння	деманганация
80	2	30
<i>промивка</i>		
81	25	67
84	14	71
88	7	63
92	4	55
96	1	49
100	1	41
104	2	39
<i>промивка</i>		
105	12	36
108	3	32
112	-	24
116	2	22
120	1	19
124	-	16
128	-	10
132	23	5
<i>промивка</i>		
133	16	29
136	6	26
140	1	16
144	1	5
148	2	-
152	1	-
156	1	-
160	16	-

Для узагальнення результатів проведених досліджень було розраховано середні за фільтроцикл значення ефективності процесів зnezалізнєння і деманганация при різних режимах промивки (у присутності в промивній воді гіпохлориту натрію та без нього) та величину збільшення (приросту) цього показника. Отримані результати зведені у табл. 3.12-3.13.

Таблиця 3.12. Середні за фільтроцикл значення ефективності процесу знезалізнення води

№ фільтроциклу	Середня за фільтроцикл ефективність видалення заліза, %		Приріст ефективності за рахунок біологічного фактору, %
	промивка з дезінфектантом	промивка без дезінфектанту	
I	87,4	86,9	0,5
II	94,9	88,5	6,4
III	95,7	92,5	3,2
IV	94,4	86,7	7,7
V	94,9	89,9	5
VI	94,9	88,5	6,4

Таблиця 3.13. Середні за фільтроцикл значення ефективності процесу деманганації води

№ фільтроциклу	Середня за фільтроцикл ефективність видалення мангану, %		Приріст ефективності за рахунок біологічного фактору, %
	промивка з дезінфектантом	промивка без дезінфектанту	
I	20,4	19,9	0,5
II	57,6	34,3	23,3
III	79,1	38,7	40,4
IV	82,8	27,8	55
V	54,8	34,3	20,5
VI	41,9	34,3	7,6

Під час експериментів було відзначено, що після IV фільтроциклу ефективність деманганації води без дезінфекції фільтруючого матеріалу почала поступово зменшуватися, а величина ЗМЧ води, навпаки, збільшуватися, що, вірогідно, зумовлено «старінням» культури, оскільки закріплена мікрофлора в певній мірі перебуває у замкнутому середовищі.

Крім того, у шарі завантаження спостерігалось активне слизоутворення, що погіршувало органолептичні показники води. Тобто стало очевидним, що фільтруюче завантаження потребує періодичної дезінфекції для підтримання як його належного санітарно-гігієнічного стану,

так і середовища для нормального росту мікроорганізмів, які беруть участь у процесах знезалізнення і деманганациї (рис. 3.9).

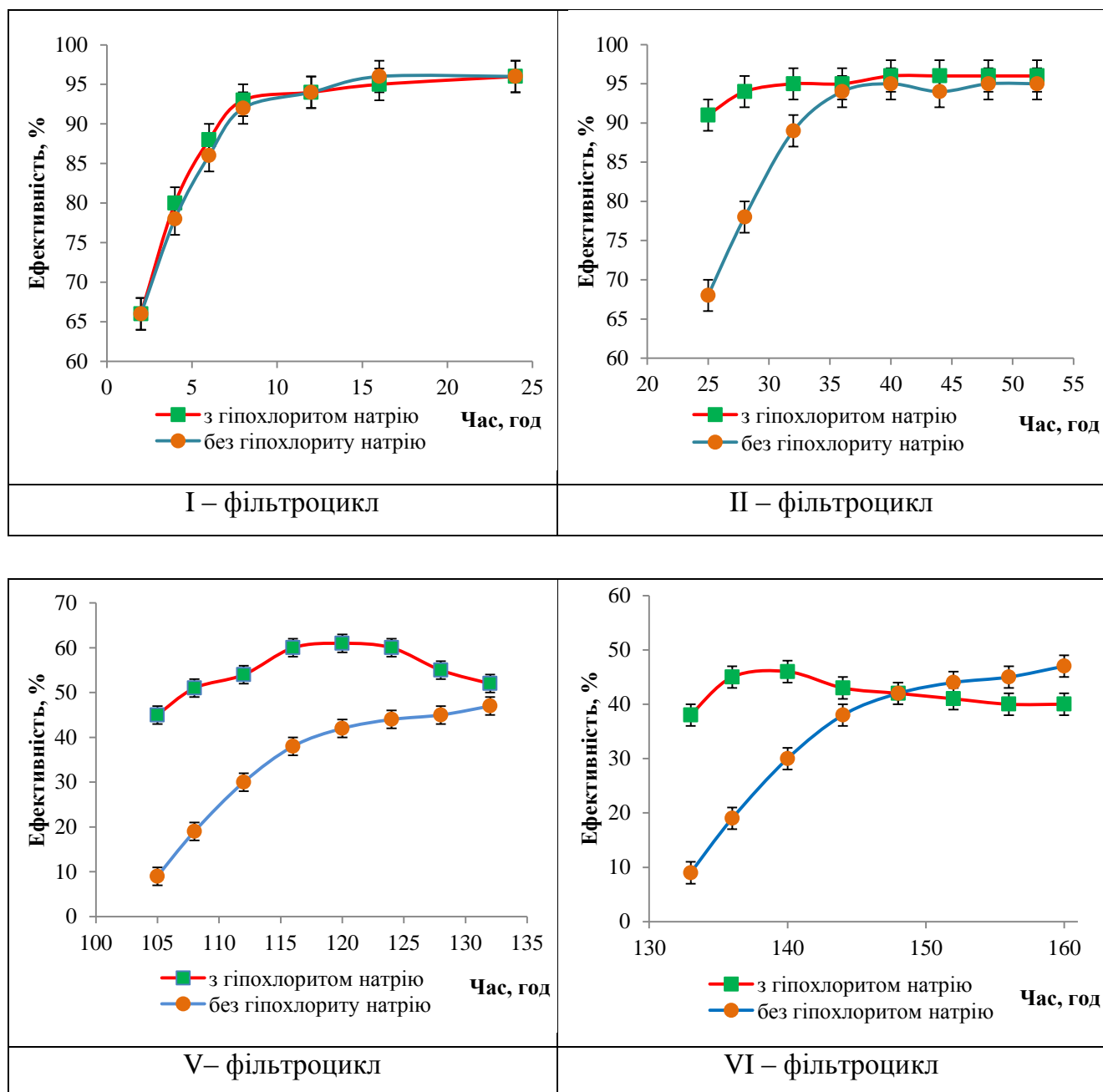


Рис. 3.9. Ефективність видалення з води заліза та мангану з використанням промивної води з дезінфектантом та без нього у різні фільтроцикли

Враховуючи сказане вище, для нівелювання вказаного негативного фактору було запропоновано здійснювати періодичну дезінфекцію фільтра 1 раз на 4-5 промивок.

Отже за результатами проведеної серії експериментів було встановлено, що промивка фільтруючого завантаження водою з гіпохлоритом натрію, пригнічує розвиток мікроорганізмів і негативно впливає на видалення сполук заліза і мангану у перші години фільтроцикла; за відсутності у промивній воді дезінфектанту цей негативний фактор був практично відсутній.

Таким чином, одержані протягом вище наведених досліджень дані, засвідчили про суттєву роль мікроорганізмів у процесах знезалізнення, і особливо деманганації води, які реалізуються у фільтруючому завантаженні, а також виявили технологічні параметри, що впливають на біологічну складову цих процесів.

З практичної точки зору одержані результати показали, що кисень повітря у порівнянні з гіпохлоритом натрію є більш доцільним за даних умов окиснювачем для присутніх у підземних водах сполук заліза та мангану. Крім того, доведено необхідність використання для промивки фільтрів знезалізнення/деманганації води, необробленої дезінфектантами.

3.3. Виділення культур залізобактерій

Оскільки попередніми дослідженнями було встановлено значну роль мікроорганізмів у процесах знезалізнення і деманганації підземних вод на швидких фільтрах, а отже і можливість їх інтенсифікації прийомами біотехнології, насамперед, було необхідно визначити біологічний агент вказаних процесів та виділити відповідні культури.

З літературних даних відомо, що вказані організми повинні відноситись до манган- і залізоокиснюючих бактерій. Але через значну кількість мікроорганізмів цих груп, не менш важливим виявилось питанням щодо їх ідентифікації.

У даній роботі як джерела отримання культур мікроорганізмів, необхідних для проведення досліджень, використовувались природні

мікроценози, утворювані в реальних технологічних процесах, зокрема, культури залізобактерій були виділені із завантаження швидких фільтрів м.Фастів та смт Хорошів.

Для підбору поживного середовища був застосований підхід, що ґрунтується на здатності бактерій використовувати органічні кислоти та цукри як джерела вуглецю.

Спроба одержати культури залізо- та манганоокиснюючих бактерій при застосуванні середовища Чапека зі стрептоміцином виявилась негативною - спостерігався лише слабкий ріст колоній. Накопичення заліза та мангану, яке вдалось виявити забарвленням оксидів заліза та мангану гексаціанофератом (II) калію та бензидином відповідно, було недостатнім для подальшої роботи з ідентифікації бактерій.

Розвиток бактерій на чашках Петрі з селективними середовищами №1 і №2 ставав помітним на 4-5 добу культивування при температурі 25°C. На поверхні середовища № 1 для залізоокиснюючих бактерій спостерігались характерні колонії жовто-оранжевого кольору, середовище по мірі розвитку мікроорганізмів змінювало колір від світло-зеленого до іржавого.

На середовищі № 2 для манганоокислюючих організмів з'являлись бурі колонії, колір середовища змінювався від бежевого до коричневого. Розмір та структура колоній на обох середовищах були різноманітними. Колонії для подальших досліджень були виділені окремо з кожного середовища.

На наступному етапі роботи потрібно було здійснити ідентифікацію виділених мікроорганізмів. Останні забарвлювались за Грамом. Відповідно до літературних даних залізобактерії є грамнегативними, а колонії на зразках також не забарвлювались за Грамом. Відповідно до цієї ознаки, а також за морфологією клітин, було ідентифіковано наступні мікроорганізми: р.*Siderocapsa*, для якого характерна сферична форма клітин; р. *Leptothrix* – прямі палички, оточені чохлом та р. *Sphaerotillus* – палички. Ті клітини, що

не забарвлювались за Грамом і мали форму стеблин, було віднесено до р.*Galionella* (форма стеблин – ключова ознака для цього роду).

Для розрізнення родів *Leptothrix* та *Sphaerotillus* було проведено експерименти із зафарбовування оксидів заліза. Відомо, що бактерії р.*Leptothrix* накопичують оксиди заліза в чохлах і при взаємодії з гексаціанофератом(II) калію забарвлюються у синій колір; бактерії р.*Sphaerotillus* мають тонкий чохол і практично не накопичують оксидів заліза, а отже і не забарвлюються. Даний принцип дає змогу розрізнити вказані роди бактерій.

Для колоній манганоокиснюючих бактерій, вирощених на селективному середовищі № 2, принцип ідентифікації родів такий самий. Шляхом забарвлення оксидів мангану бензидином вдалось ідентифікувати р.*Metallogenium*. Цей рід також має характерну морфологічну ознаку – колонії у формі «павучка», що дає змогу достатньо легко виявляти їх серед інших манганоокиснюючих бактерій.

Дослідження під світловим мікроскопом колоній з обох середовищ дозволили ідентифікувати бактерії р. *Nuphromicrobium*, характерною ознакою яких є утворення простеків.

Всього під час проведення експериментальних досліджень було виділено 10 чистих культур залізо- та манганоокиснюючих мікроорганізмів. Усі штами для зберігання пересівались на рідке поживне середовище, а для підтримання життєздатності - поживне середовище періодично оновлювалось.

Розроблена за результатами вищенаведених досліджень схема визначення родової ідентифікації залізо- і манганоокиснюючих бактерій на основі Визначника бактерій Берджі зображена на рис. 3.10. Докладний опис схеми наведено у статті [305]. Вона дозволяє швидко ідентифікувати мікроорганізми, що окислюють залізо та манган.

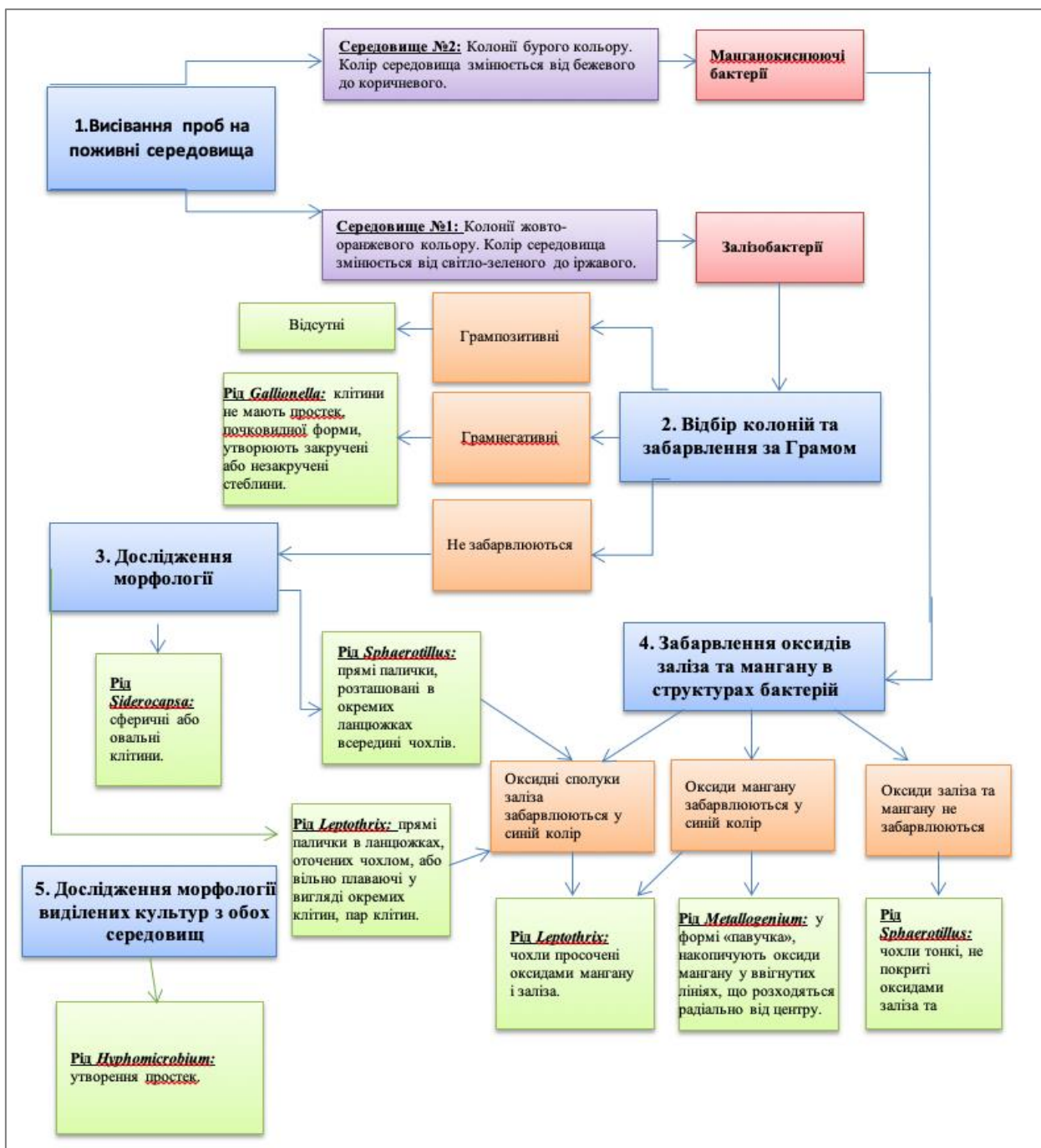


Рис.3.10. Схема визначення родової ідентифікації залізо- і марганокиснючих бактерій на основі Визначника бактерій Берджі [289].

Оцінка морфології одержаних культур, здійснена за цією схемою, дозволила віднести виділені мікроорганізми до родів *Siderocapsa*, *Leptothrix*, *Sphaerotillus*, *Gallionella*, *Metallogenium*, *Hyphomicrobium* (видова класифікація, як вже зазначалось раніше, в рамках даної роботи не передбачалась).

Отримання біологічного агента обумовило можливість здійснити дослідження з біотехнологічної інтенсифікації технології знезалізнення і деманганації шляхом внесення у фільтруюче завантаження інокуляту мікроорганізмів. З цією метою необхідно було детально вивчити властивості виділених культур та визначити можливості та умови їх використання в біотехнологічних процесах видалення з води сполук заліза та мангану.

Враховуючи сказане, для практичної реалізації зазначеної технології, насамперед, було вивчено технологічні особливості процесу та встановлено ефективність застосування різних культур мікроорганізмів.

3.4. Визначення впливу різних родів залізобактерій на процес видалення заліза та мангану

Для визначення впливу окремих представників залізобактерій було проведено експерименти, в яких три модельні розчини із заданою концентрацією заліза та мангану фільтрувались через завантаження, попереднє оброблене інокулятами з різних культур мікроорганізмів. За результатами досліджень бактерії р. *Leptothrix* сприяли більш ефективному видаленню заліза та мангану при їх невисоких концентраціях, в той час як бактерії р. *Sphaerotillus*, були ефективнішими при високому вмісті цих компонентів. Одночасно було встановлено, що деякі мікроорганізми, наприклад, *Nuphromicrobium* при висіванні однокомпонентної культури з підтримуючого середовища АРНА М381 на фільтрувальному завантаженні взагалі не забезпечували помітного розвитку.

Враховуючи, що вказані культури були виділені з мікроценозів фільтруючого матеріалу, можливо передбачити наявність симбіотичних залежностей між організмами різних видів, що відкриває більш широкі можливості використання як біологічного агента не окремих культур, а їх сумішей. Тому, у подальших дослідженнях було вивчено кількісний склад мікроценозів, виділених з завантаження працюючих фільтрів знезалізнення.

З цією метою було досліджено завантаження знезалізаючих фільтрів, які працюють у смт Хорошів (вміст заліза у різних свердловинах водозабору становив - 17-25 мг/дм³) та м. Фастів (вміст заліза до 4 мг/дм³). Під час експериментів здійснювалось вимірювання ЗМЧ та проводився підрахунок мікроорганізмів, виділених із завантаження фільтрів, за допомогою камери Горяєва. Одержані при цьому результати наведено у табл. 3.14-3.15.

Таблиця 3.14. Кількісний склад мікроорганізмів різних груп у завантаженні фільтрів знезалізнення смт Хорошів

№	ЗМЧ, КУО/г	Відсоток мікроорганізмів, % ¹⁾							Розрахункова кількість мікроорганізмів, КУО/г ²⁾						
		<i>Leptothrix</i>	<i>Sphaerotillus</i>	<i>Metallogenium</i>	<i>Siderocapsa</i>	<i>Galionella</i>	<i>Hyphomicrobium</i>	Інші ³⁾	<i>Leptothrix</i>	<i>Sphaerotillus</i>	<i>Metallogenium</i>	<i>Siderocapsa</i>	<i>Galionella</i>	<i>Hyphomicrobium</i>	Інші
1 ⁴⁾	4850	11	3	5	8	1	-	72	530	150	240	390	50	0	3490
2	12200	17	6	3	3	3	2	66	2070	730	370	370	370	240	8050
3	12050	16	6	3	3	3	2	67	1930	720	360	360	360	240	8070

¹⁾Середньоарифметичні значення, довірча межа для $p < 0,05$ складає $\pm 1\%$

²⁾Середньоарифметичні значення, визначені згідно розд. 2, довірча межа для $p < 0,05$ складає ± 10

³⁾Інші мікроорганізми не давали помітного росту на середовищі для виділення залізобактерій

⁴⁾Проби відбирались в різні періоди літнього та осіннього сезонів

Таблиця 3.15. Кількісний склад мікроорганізмів різних груп у завантаженні фільтрів знезалізнення м. Фастів

№	ЗМЧ, КУО/г	Відсоток мікроорганізмів, % ¹⁾							Розрахункова кількість мікроорганізмів, КУО/г ²⁾						
		<i>Leptothrix</i>	<i>Sphaerotillus</i>	<i>Metallogenium</i>	<i>Siderocapsa</i>	<i>Galionella</i>	<i>Hyphomicrobium</i>	Інші ³⁾	<i>Leptothrix</i>	<i>Sphaerotillus</i>	<i>Metallogenium</i>	<i>Siderocapsa</i>	<i>Galionella</i>	<i>Hyphomicrobium</i>	Інші
4	11000	24	3	7	10	-	-	56	2640	330	770	1100	-	-	6160
5	10500	22	4	10	11	-	1	52	2310	420	1050	1160	-	-	5460
6	10500	23	4	10	10	-	-	53	2415	420	1050	1050	-	-	5570

¹⁾Середньоарифметичні значення, довірча межа для $p < 0,05$ складає $\pm 1\%$

²⁾Середньоарифметичні значення, визначені згідно розд. 2, довірча межа для $p < 0,05$ складає ± 10

³⁾Інші мікроорганізми не давали помітного росту на середовищі для виділення залізобактерій

Видовий склад залізо- та манганоокиснюючих мікроорганізмів, виділених із завантаження фільтрів смт Хорошів на 10, 20 та 25 добу експерименту, проілюстровано на рис. 3.11 (розрахунок проведено у відсотках від загальної кількості бактерій).

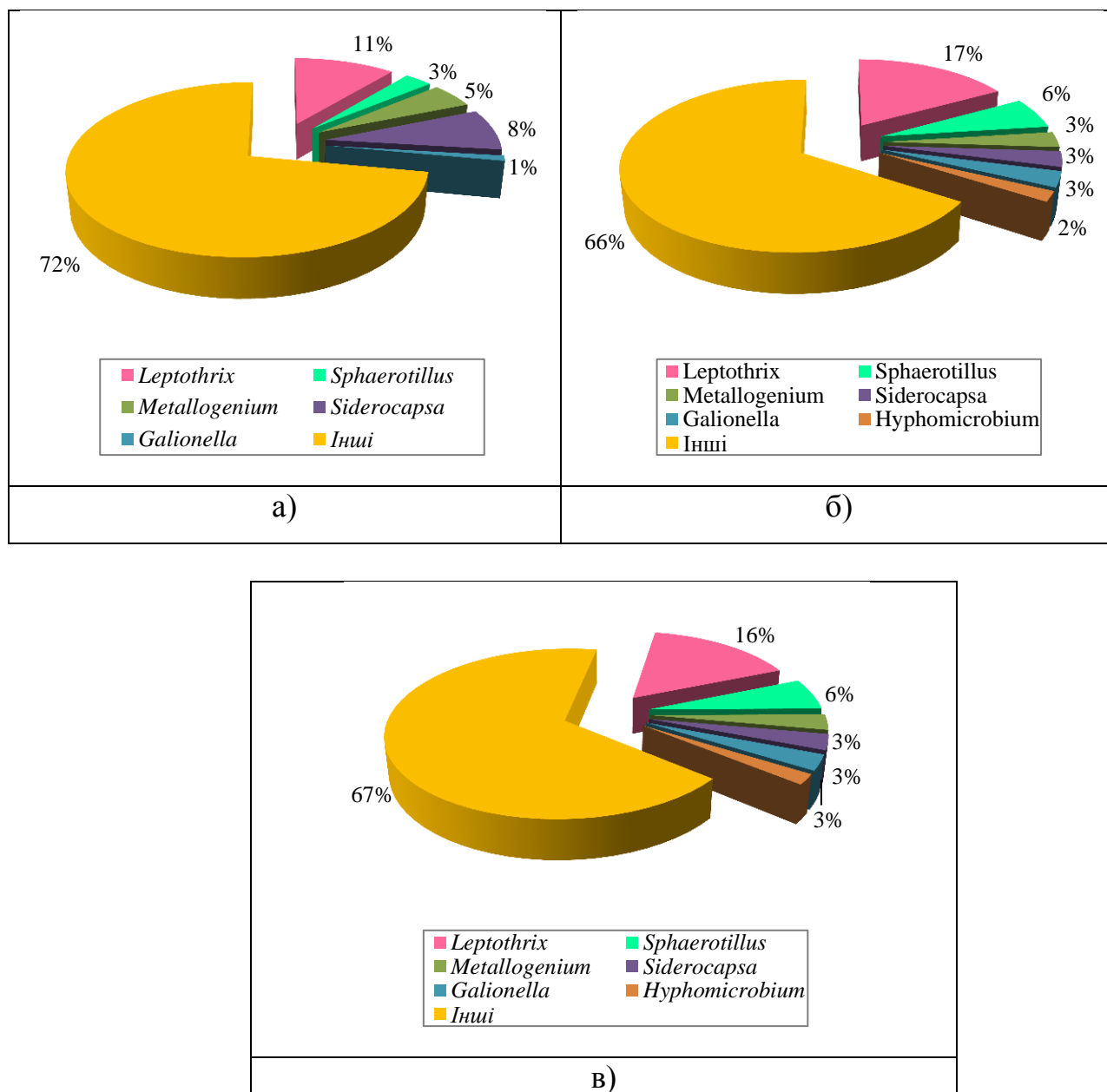


Рис. 3.11. Видовий склад мікроорганізмів, виділених із завантаження фільтрів смт Хорошів: а) 10 доба; б) 20 доба; в) 25 доба

Як видно з рис. 3.11, протягом усього експерименту у мікроценозі фільтруючого завантаження переважали бактерії р. *Leptothrix*, зафіксована на

10, 20 та 25 добу кількість яких відповідно складала 11, 17 і 16 % від загального вмісту мікроорганізмів; частка бактерій р. *Siderocapsa* становила – 8, 3 і 3 %, а р. *Sphaerotillus* – 3, 6 і 6 %, відповідно. Інші роди залізо- та манганоокиснюючих організмів були представлені у меншій кількості – від 2 до 5 %.

На рис. 3.12 наведено співставлення видового складу мікроценозу за величиною ЗМЧ.

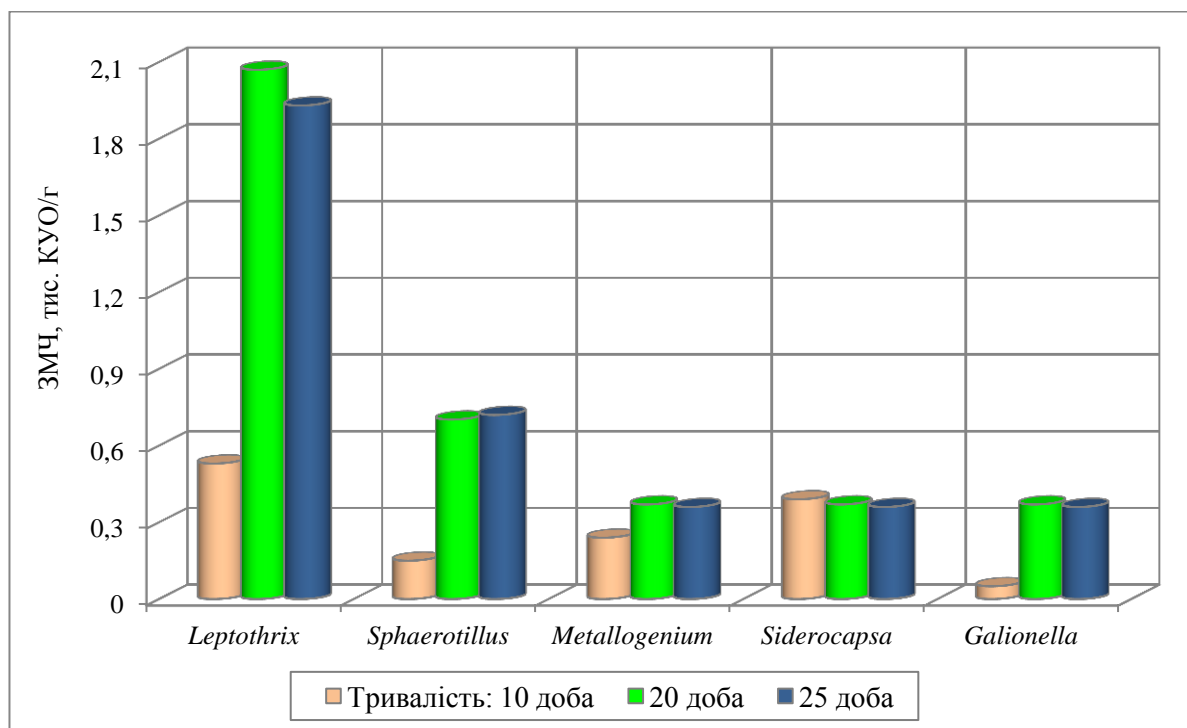


Рис. 3.12. Динаміка зміни кількості мікроорганізмів за величиною ЗМЧ (смт Хорошів)

Подібні дослідження з визначення видового складу залізо- та манганоокиснюючих мікроорганізмів та відповідні розрахунки були також проведені із застосуванням завантаження фільтрів знезалізнення м. Фастів. Одержані результати представлено на рис. 3.13 та 3.14.

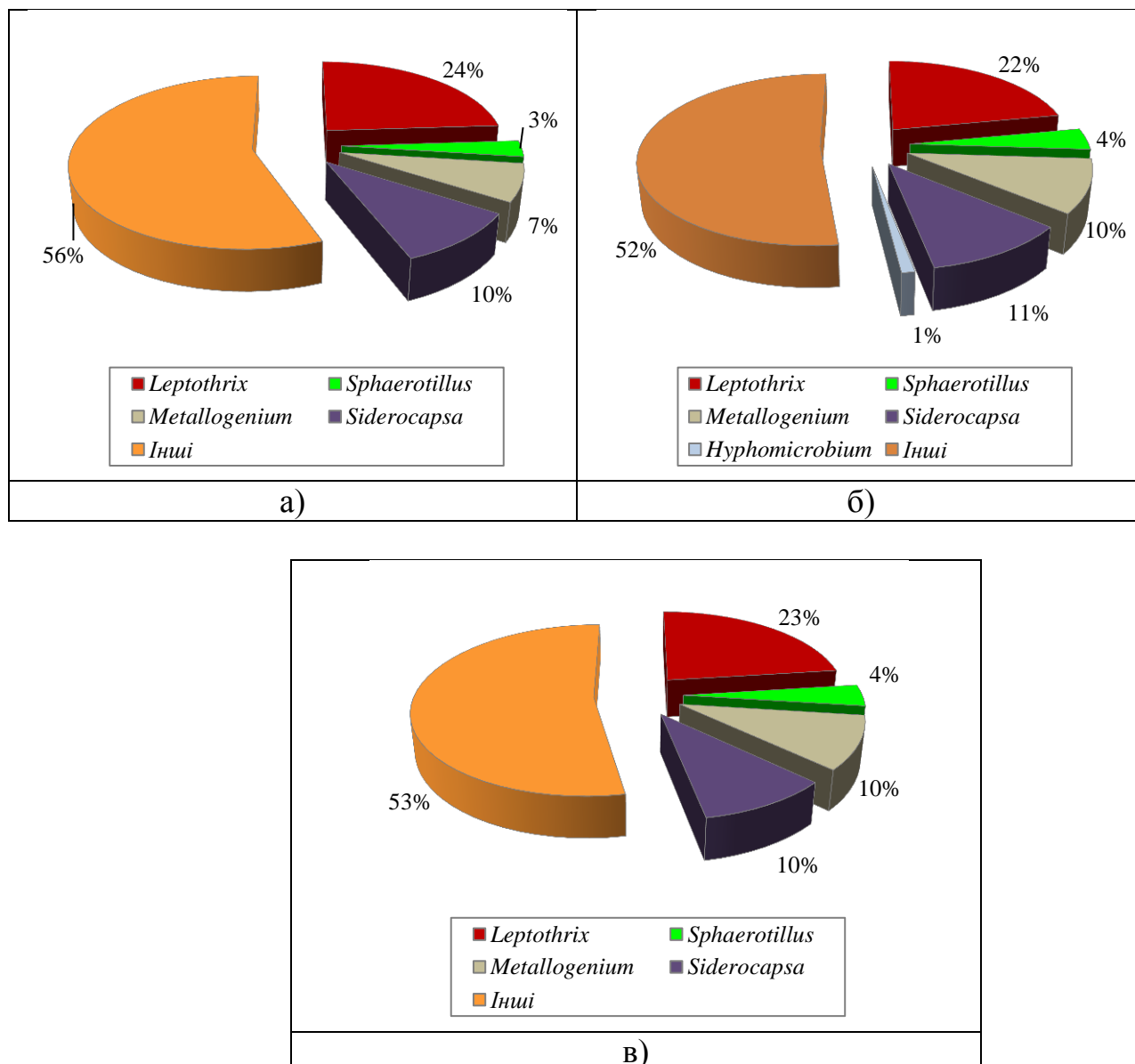


Рис. 3.13. Видовий склад мікроорганізмів, виділених із завантаження фільтрів м. Фастів: а) травень; б) червень; в) серпень 2014 р.

Як видно з рис. 3.14, протягом усього експерименту у складі мікроценозу завантаження фільтрів зі станції знезалізнення м. Фастів, як і у завантаженні фільтрів смт Хорошів, переважали мікроорганізми р. *Leptothrix* – їх кількість на 10, 20 та 25 добу експерименту відповідно дорівнювала - 24, 22 та 23 % від загальної кількості мікроорганізмів, для р. *Siderocapsa* ці показники становили - 10, 11 і 10 % відповідно. Бактерії роду *Galionella* були відсутніми.

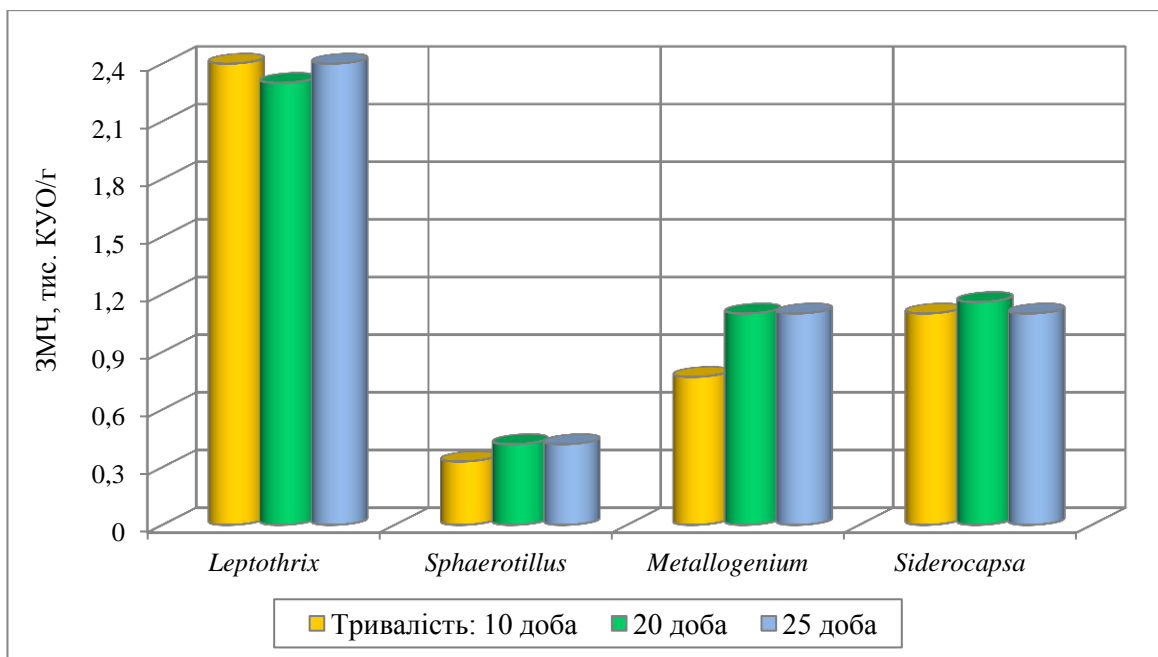


Рис. 3.14. Динаміка зміни кількості мікроорганізмів за величиною ЗМЧ (м. Фастів)

На відміну від першого з досліджених мікроценозів у даному зразку фільтруючого завантаження висока частка припадала на мікроорганізми р.*Metallogenium* - 7, 10 і 10 % відповідно. Розвиток представників цій бактерій у складі мікроценозу зумовлений, вірогідно, більш інтенсивним видаленням із води сполук мангану, тому що ефективність очищення води від цього компоненту на фільтрах знезалізнення у м.Фастів була вищою і коливалась у межах 91-92 % (рис. 3.15), в той час як на фільтрах у смт Хорошів даний показник не перевищував 84 % (рис. 3.16).

Варто також зазначити, що відсутність представників р. *Galionella* у складі мікроценозу завантаження фільтрів м. Фастів може свідчити про той факт, що для їх розвитку необхідна присутність у воді інших (більших або, навпаки, менших) концентрацій заліза або мангану. Однак у попередніх експериментах представники р. *Galionella* визначались у складі завантаження цих фільтрів.

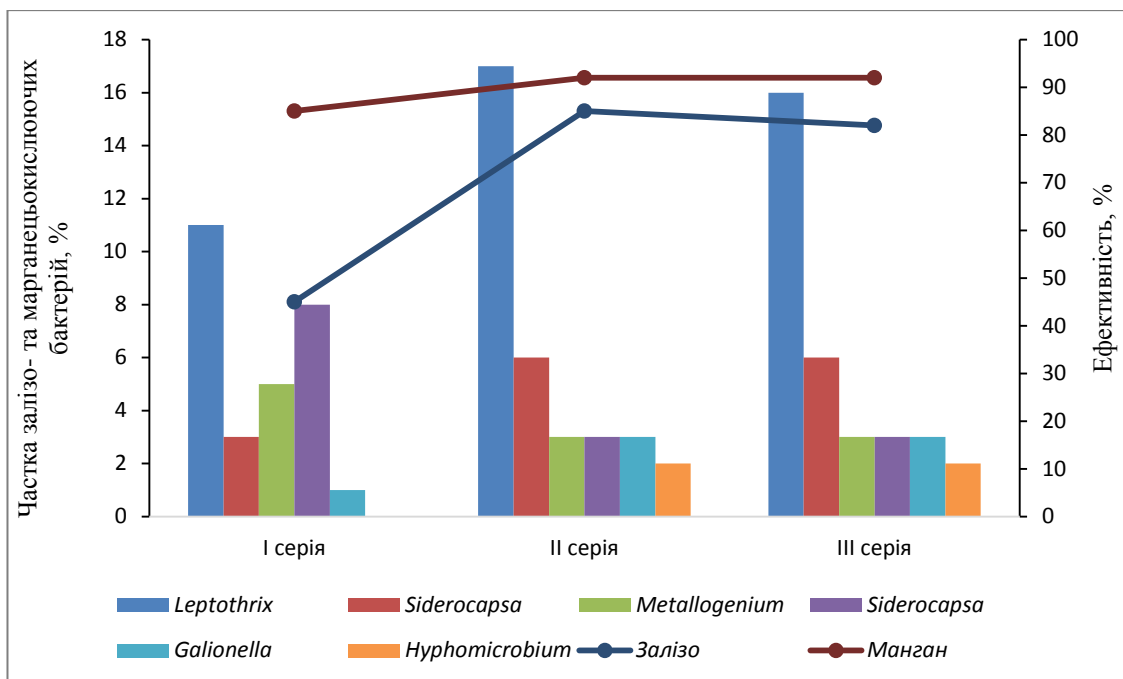


Рис. 3.15. Динаміка ефективності видалення заліза та мангану мікроценозом завантаження фільтрів (сmt Хорошів)

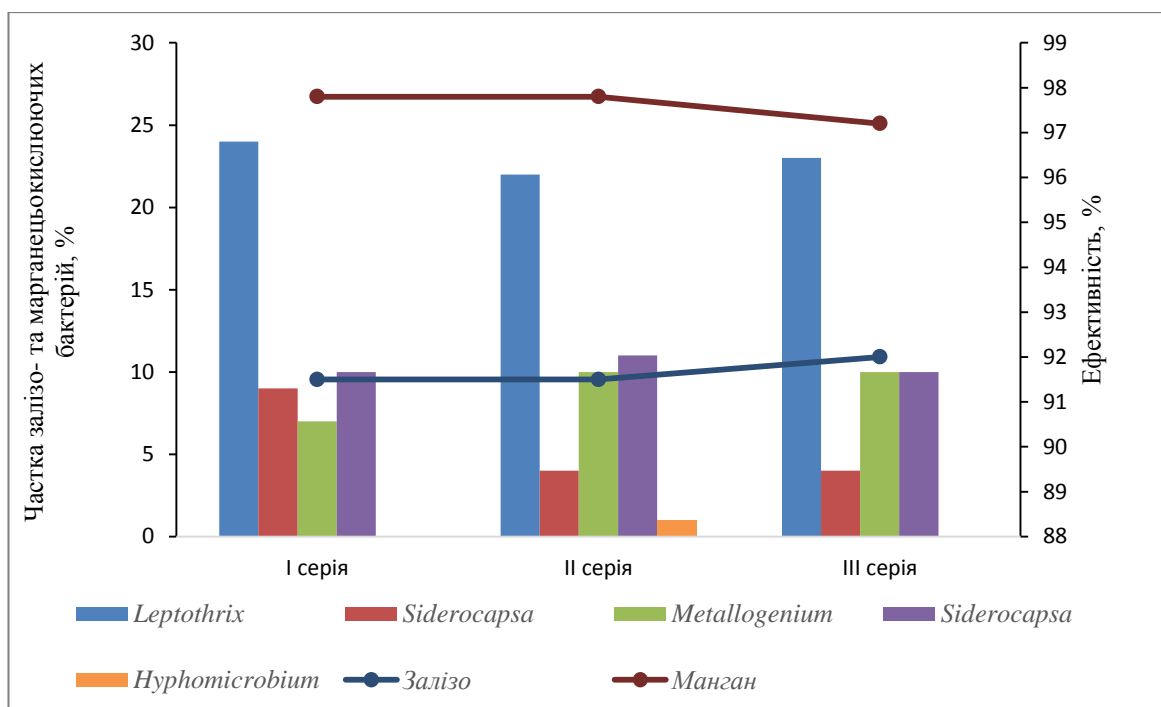


Рис. 3.16. Динаміка ефективності видалення заліза та мангану мікроценозом завантаження фільтрів (м. Фастів).

Відсутність представників р. *Galionella* у складі мікроценозу, а також незначна кількість мікроорганізмів р. *Hyphomicrobium* (1 %), як і у мікроценозі завантаження фільтрів смт Хорошів (2 %), може свідчити про вплив представників р. *Metallogenium* на розвиток залізобактерій. Можливо, бактерії р. *Metallogenium* здатні конкурувати з іншими мікроорганізмами за поглинання мангану, не даючи розвиватися іншим видам бактерій, тим самим витісняючи їх з мікроценозу.

При дослідженні динаміки вилучення заліза та мангану мікроценозом із фільтра смт Хорошів його видовий склад під час експериментів змінювався (частка р. *Galionella* та р. *Hyphomicrobium* зменшувалась) і на початкових стадіях був здатним вилучати манган. Проте на 25-у добу склад вищевказаного мікроценозу стабілізувався і став схожим на мікроценоз із фільтрів м. Фастів, де були присутні практично усі (манганоокиснюючі мікроорганізми витіснили ті, що здатні окислювати залізо) залізо- та манганоокиснюючі мікроорганізми.

Виходячи з результатів досліджень, здійснених на фільтрах у смт Хорошів та м. Фастів, можна стверджувати про вірогідність синергізму в обох мікроценозах. Для підтвердження даного припущення було проведено експеримент з використанням модельних розчинів, які вміщували лише манган (без заліза) та лише залізо (без мангану). При застосуванні модельного розчину з концентрацією мангану - 2 мг/дм^3 за відсутності заліза розвиток бактерій не спостерігався. В той же час при заміні модельного розчину на той, що вміщував залізо - 10 мг/дм^3 без мангану відмічався помітний розвиток залізо- та манганоокиснюючих бактерій. Результати даного експерименту підтверджують наявність синергізму у мікроценозі залізо- та манганоокиснюючих бактерій, а також свідчать про необхідність для розвитку вказаних бактерій обов'язкової присутності сполук заліза.

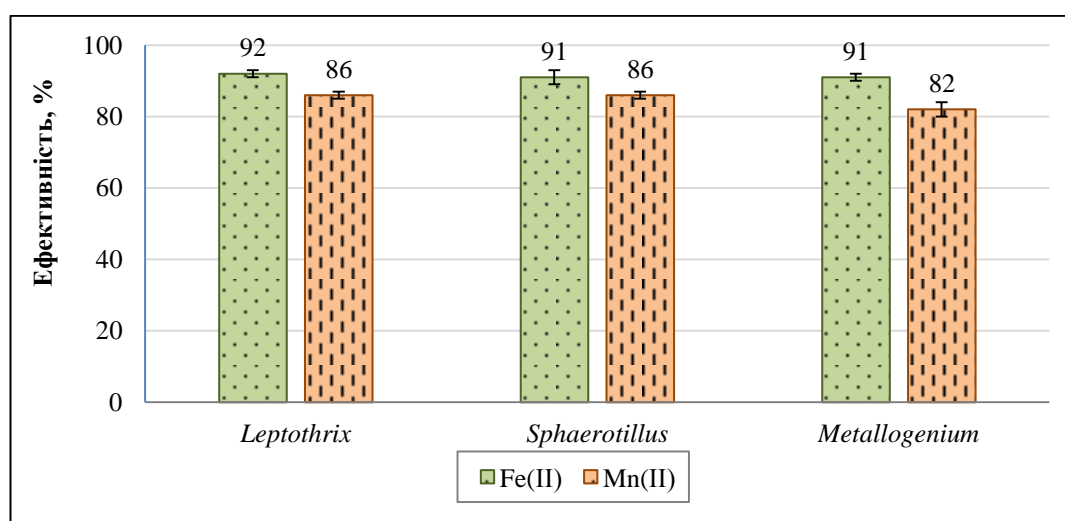
Подальші експерименти було здійснено із застосуванням модельних розчинів, які вміщували досліджувані компоненти у різних концентраціях та

з різним співвідношенням один до одного. Склад модельних розчинів та отримані за вказаних умов результати досліджень представлені у табл. 3.16 та на рис. 3.17. Більш докладно це питання висвітлено в роботах [306, 307].

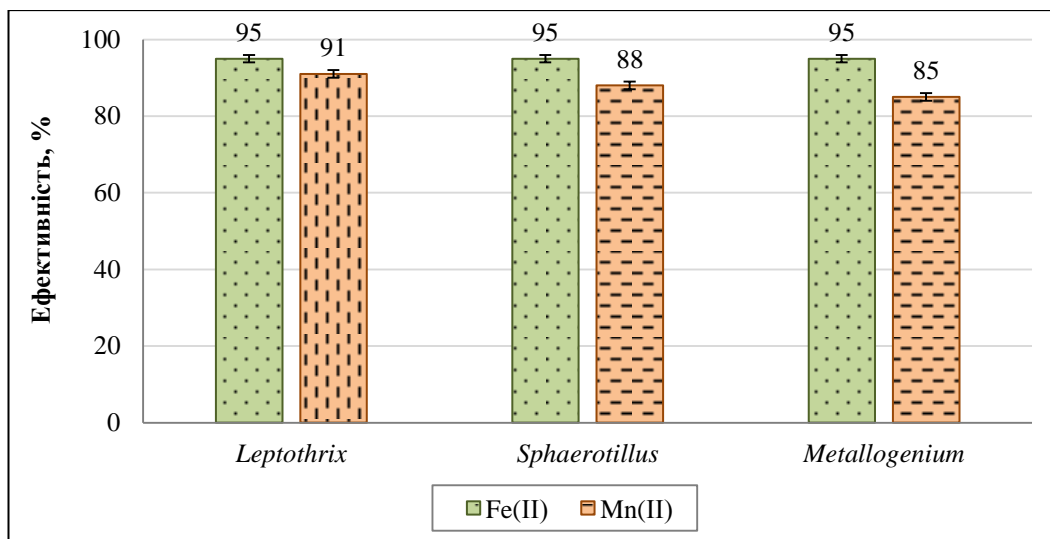
Таблиця 3.16. Ефективність видалення заліза та мангану з модельних розчинів за участі різних культур мікроорганізмів

Рід	ЗМЧ, КУО/г завантаження	Ефективність видалення, %	
		Fe ²⁺	Mn ²⁺
Розчин №1 - 2 мг/дм ³ Fe(II) + 0,2 мг/дм ³ Mn(II)			
<i>Leptothrix</i>	330±60 ¹⁾	92±1	86±1
<i>Sphaerotillus</i>	300±40	91±2	86±1
<i>Metallogenium</i>	260±50	91±1	82±2
Розчин №2 - 5 мг/дм ³ Fe(II) + 0,2 мг/дм ³			
<i>Leptothrix</i>	1200±100	95±1	91±1
<i>Sphaerotillus</i>	1100±200	95±1	88±1
<i>Metallogenium</i>	1000±100	95±1	85±1
Розчин №3 - 12 мг/дм ³ Fe(II) + 0,5 мг/дм ³ Mn(II)			
<i>Leptothrix</i>	1600±100	97±2	81±1
<i>Sphaerotillus</i>	1800±200	98±2	89±1
<i>Metallogenium</i>	1200±100	98±1	74±2

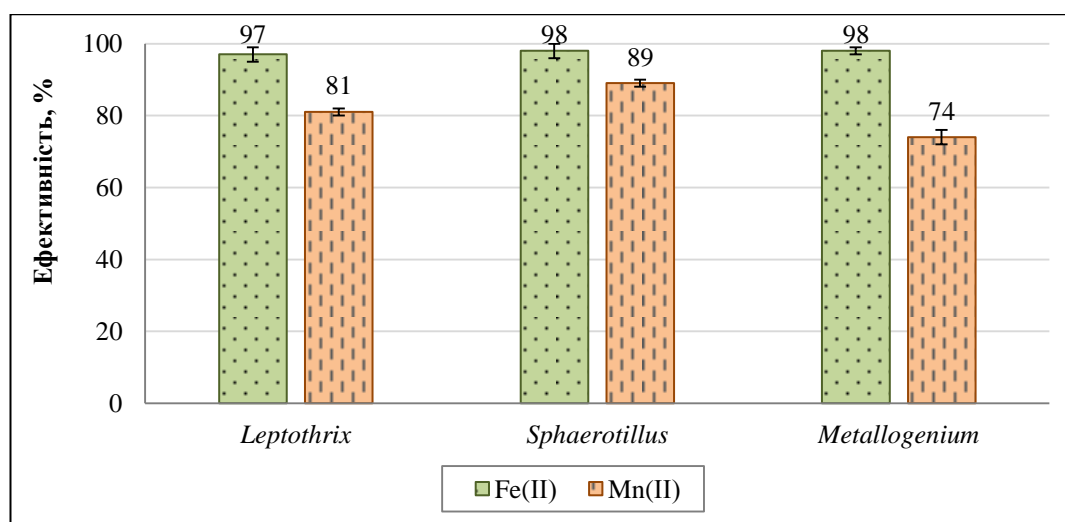
*Довірчі інтервали визначено для $p < 0,05$



a)



б)



в)

Рис 3.17. Ефективність видалення заліза та мангану за участі різних культур мікроорганізмів з модельних розчинів: а) - №1; б) - №2; в) - №3

Виходячи з отриманих експериментальних даних очевидно, що при підвищених концентраціях заліза кращий ріст серед мікроорганізмів спостерігався для р. *Leptothrix* (ЗМЧ для розчину №2 - 1200 КУО/г; № 3 – 1600 КУО/г) та р. *Sphaerotillus* (ЗМЧ для розчину №2 - 1100 КУО/г; № 3 – 1800 КУО/г). Крім того, представники роду *Leptothrix* ефективніше видаляли манган, ніж представники родів *Sphaerotillus* та *Metallogenium*, проте ефективність видалення заліза була нижчою. Навпаки мікроорганізми р. *Sphaerotillus* сприяли ефективному видаленню як заліза, так і мангану при їх

високих концентраціях: 97,6 % та 88,8 % відповідно, величина ЗМЧ при цьому складала - 1800 КУО/г. Отже, бактерії *p.Sphaerotillus* виявили найбільшу ефективність серед трьох досліджуваних родів мікроорганізмів.

При застосуванні модельного розчину № 1 хімічне окиснення переважало над біологічним: спостерігалось невисоке значення ЗМЧ (до 300 КУО/г) та практично однакова ефективність видалення заліза та мангану.

Результати, що ілюструють динаміку зміни концентрації заліза та мангану у фільтраті при фільтруванні модельного розчину № 1 (вміст заліза та мангану - 2 та 0,2 мг/дм³ відповідно) через цеолітове завантаження, заселене культурами *Leptothrix*, *Sphaerotillus* або *Metallogenium* наведено на рис. 3.18-3.20. Отримані експериментальні дані дозволяють зробити висновок, що при низьких концентраціях заліза та мангану (такий процес відтворено при фільтруванні модельного розчину №1), видалення вказаних інгредієнтів біологічним шляхом фактично не відбувається.

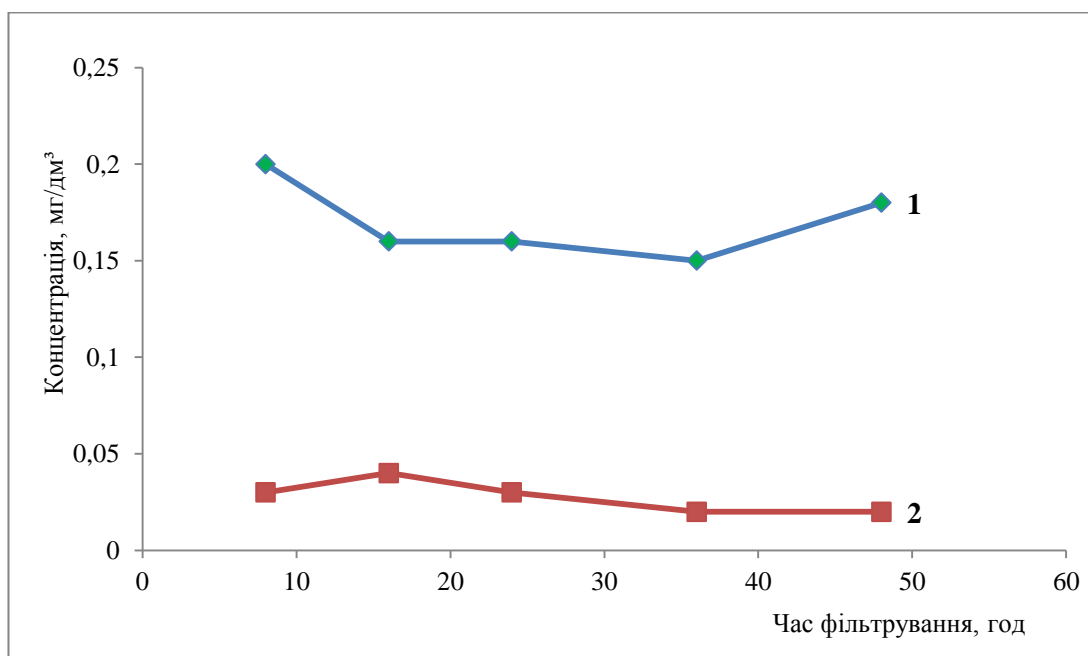


Рис. 3.18. Зміна концентрації заліза (1) та мангану (2) при фільтруванні модельного розчину № 1 за участю *p. Leptothrix*

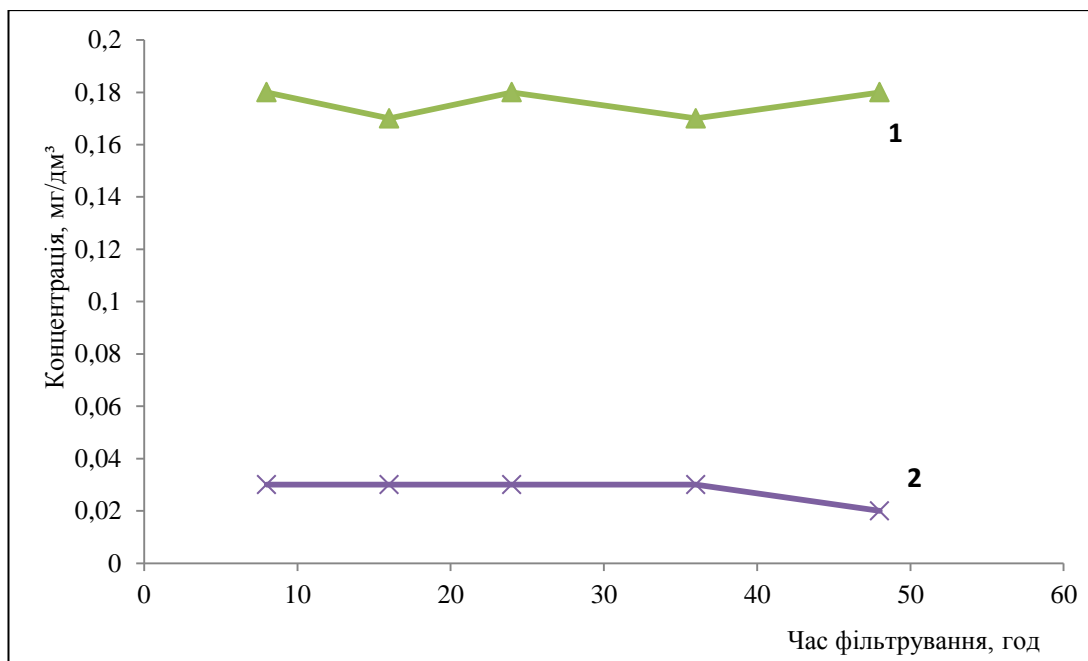


Рис. 3.19. Зміна концентрації заліза (1) та мангану (2) при фільтруванні модельного розчину № 1 за участю *p. Sphaerotillus*

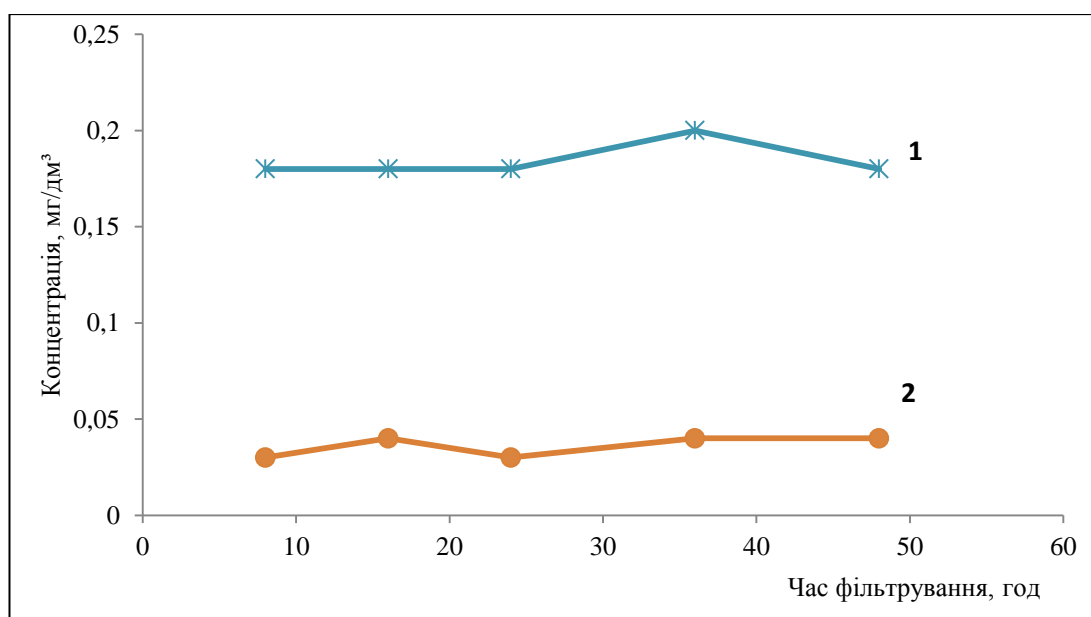


Рис. 3.20. Зміна концентрації заліза (1) та мангану (2) при фільтруванні модельного розчину № 1 за участю *p. Metallogenium*

Зміна їх концентрації впродовж усього періоду фільтрування (8-48 год) була незначною, при цьому ефективність видалення заліза на заселеному мікроорганізмами завантаженні знаходилась у межах 90-92 %, а мангану –

80-90 %. Тому, можна припустити, що при низьких концентраціях компонентів, фізико-хімічні процеси домінують над біологічними.

У другій серії експериментів концентрація заліза у модельному розчині була збільшена з 2 до 5 мг/дм³, а мангану залишилась на тому ж рівні – 0,5 мг/дм³. Залежності, що ілюструють динаміку зміни концентрації заліза та мангану при фільтруванні модельного розчину № 2 через цеолітове завантаження, заселене культурами *Leptothrix*, *Sphaerotillus* або *Metallogenium*, наведено на рис. 3.21-3.23. На кривих зміни концентрації досліджуваних інгредієнтів у перші 8 годин фільтрування для всіх трьох родів спостерігалась виражена лаг-фаза їх розвитку, що свідчило про початок розвитку мікроорганізмів у завантаженні та пристосування їх до умов середовища.

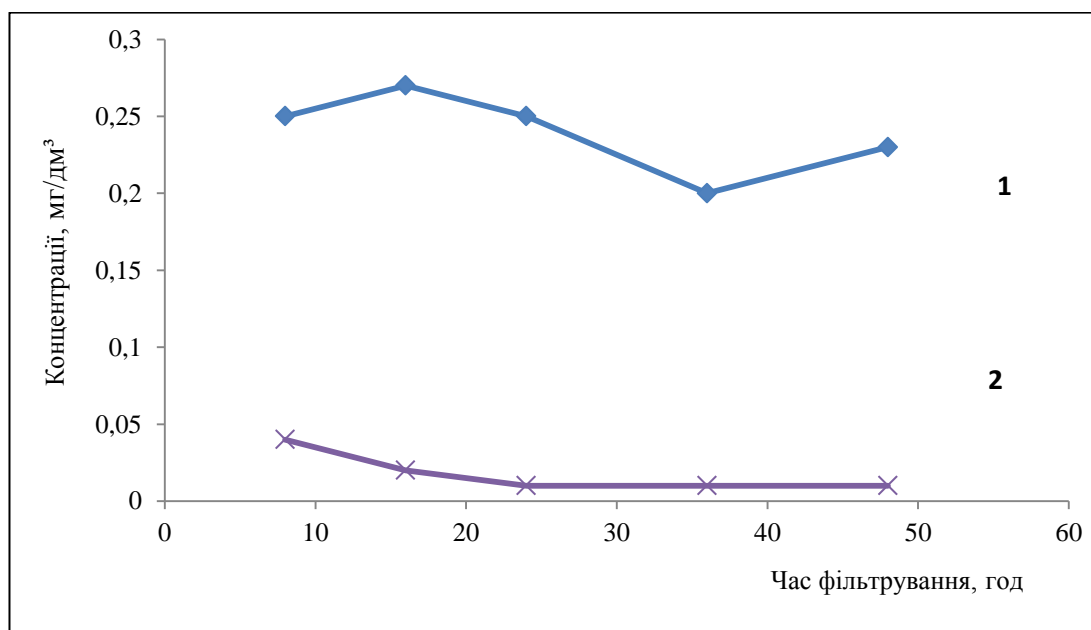


Рис. 3.21. Зміна концентрації заліза (1) та мангану (2) при фільтруванні модельного розчину № 2 за участю р. *Leptothrix*:

Порівняно із модельним розчином № 1 видалення заліза із модельного розчину № 2, де його концентрація була більшою, відбувалось ефективніше і сягало величини - до 96 %. Це вказує на той факт, що мікроорганізми здатні

розвиватись та ефективно вилучати залізо при його певній вихідній концентрації, що підтверджується відсутністю лаг-фази при застосуванні розчину №1 та її наявності при фільтруванні розчину №2.

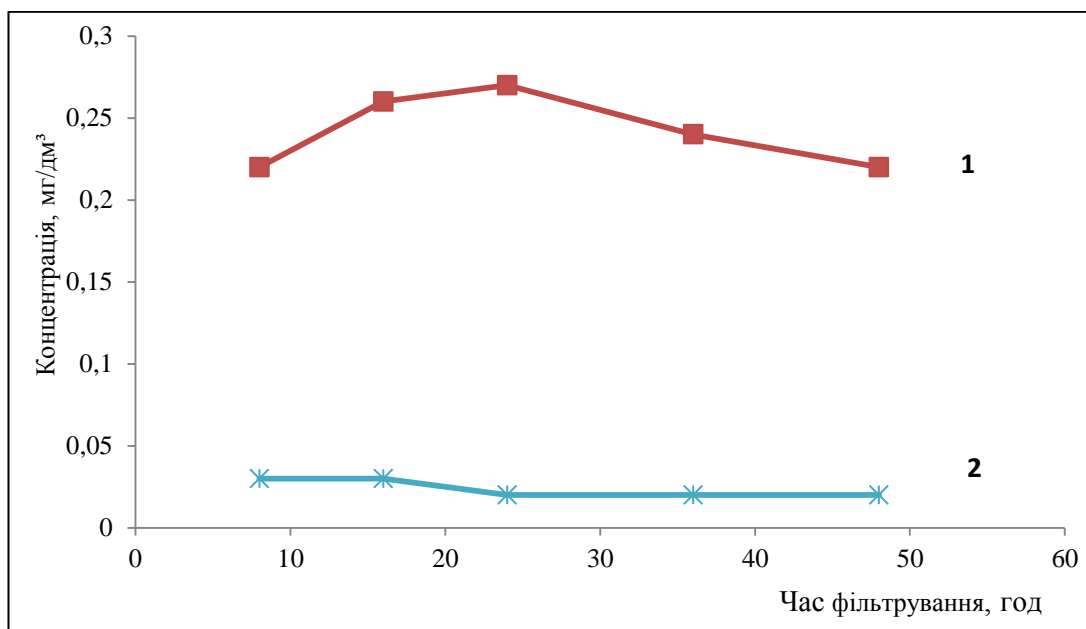


Рис. 3.22. Зміна концентрації заліза (1) та мангану (2) при фільтруванні модельного розчину № 2 за участю р. *Sphaerotillus*:

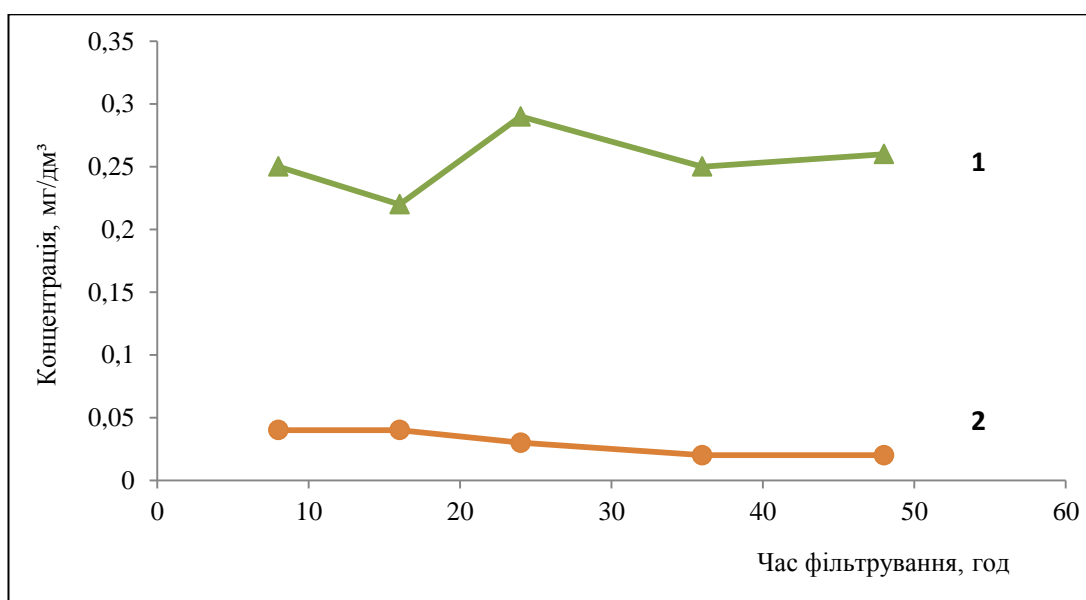


Рис. 3.23. Зміна концентрації заліза (1) та мангану (2) при фільтруванні модельного розчину № 2 за участю р. *Metallogenium*

Залежності, що ілюструють динаміку зміни концентрації заліза та мангану у фільтраті при фільтруванні модельного розчину № 3 з більшим вмістом обох компонентів (вміст заліза та мангану – 12,0 та 0,5 мг/дм³ відповідно) через цеолітове завантаження, заселене культурами *Leptothrix*, *Sphaerotillus* або *Metallogenium*, наведено на рис. 3.24-3.26. Виходячи з наведених даних видно, що при підвищених концентраціях заліза та мангану, зокрема 12 та 0,5 мг/дм³, значну роль в їх видаленні відіграють мікроорганізми: протягом усього періоду фільтрування спостерігалась висока ефективність видалення цих сполук (заліза - до 98 %, мангану - до 96 %). Це свідчить про превалювання біологічних процесів над фізико-хімічними при фільтруванні води з високим вмістом солей заліза та мангану.

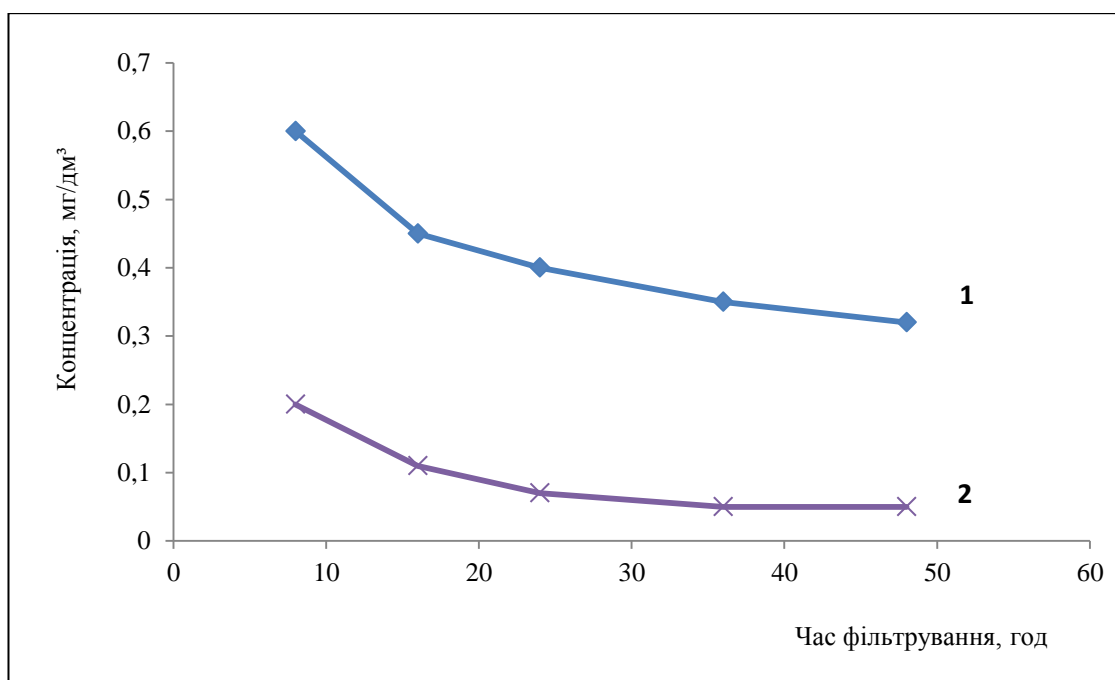


Рис. 3.24. Зміна концентрації заліза (1) та мангану (2) при фільтруванні модельного розчину № 3 за участю р. *Leptothrix*

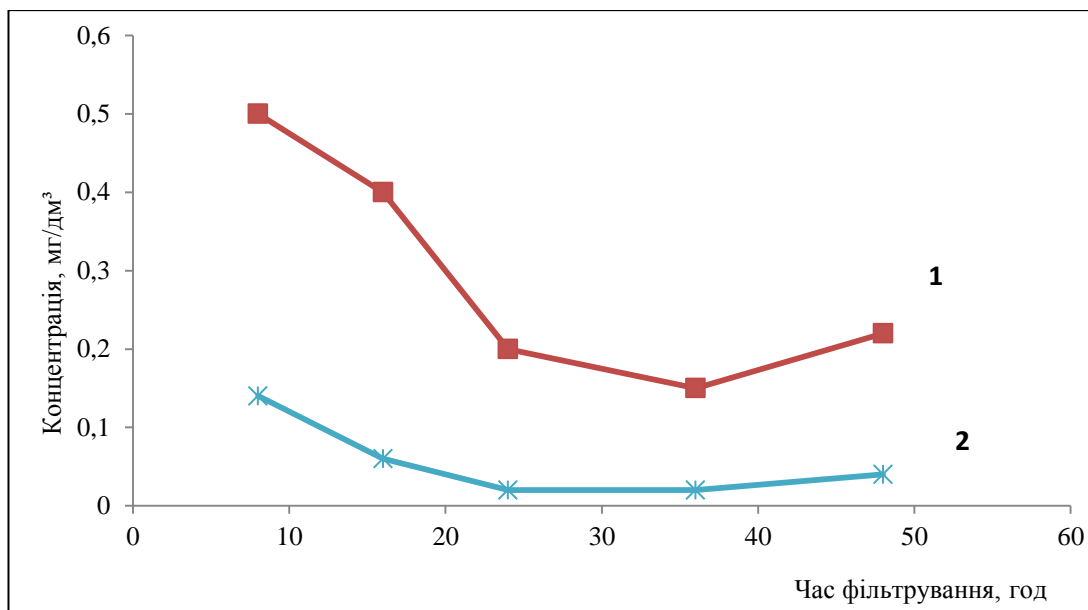


Рис. 3.25. Зміна концентрації заліза (1) та марганцю (2) при фільтруванні модельного розчину № 3 за участю *p. Sphaerotillus*

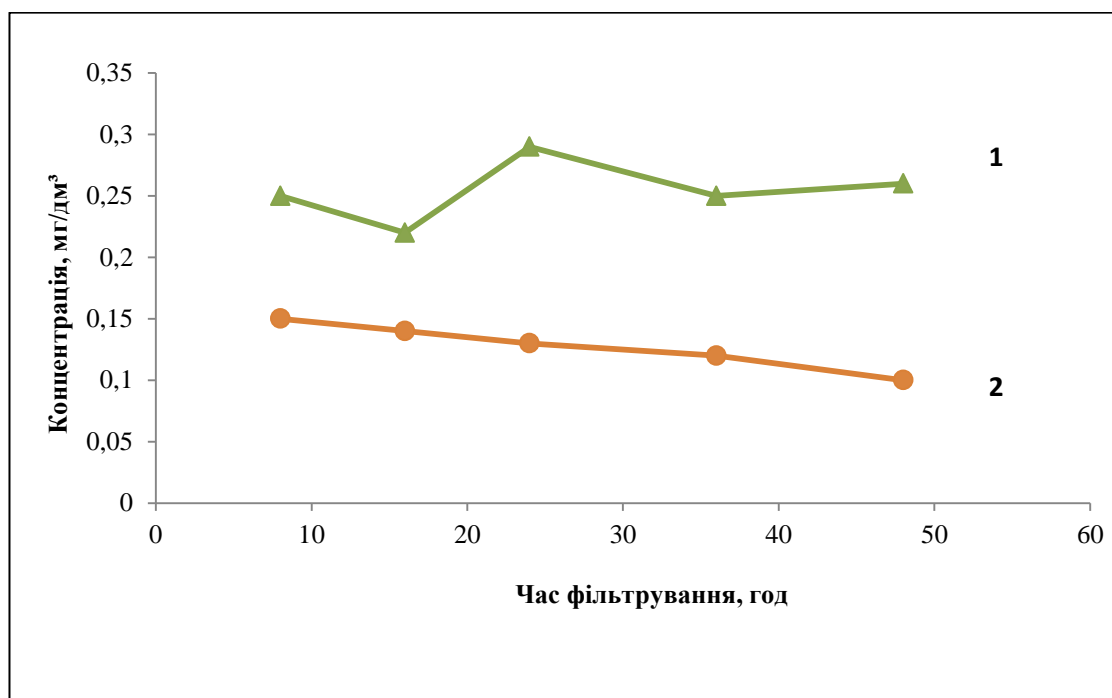


Рис. 3.26. Зміна концентрації заліза (1) та марганцю (2) при фільтруванні модельного розчину № 3 за участю *p. Metallogenium*

Отже в експериментах, де використовувались модельні розчини з різним вмістом заліза та марганцю, було встановлено, що при їх низьких концентраціях процеси знезалізнення і деманганації відбуваються переважно

за рахунок фізико-хімічних процесів. Більше детально інформацію висвітлено в роботах [308, 309].

При збільшенні у модельних розчинах концентрації заліза та мангану відмічалось домінування біологічного процесу над фізико-хімічним, про що свідчить наявність лаг-фази на початковій стадії фільтрування модельних розчинів № 2 та № 3. Причому збільшення концентрації заліза сприяло також і підвищенню ефективності видалення мангану, що можливо вказує на необхідність застосування заліза як обов'язкового субстрату для бактерій, які інтенсифікують процес деманганації.

При порівнянні ефективності штамів родів *Leptothrix*, *Sphaerotillus*, *Metallogenium* було виявлено, що за досліджуваних умов мікроорганізми р.*Leptothrix* були ефективнішими при невисоких концентраціях заліза та мангану, а р. *Sphaerotillus* – при високих.

3.5. Отримання селектованих культур мікроорганізмів

Підвищення активності біологічного агенту може бути досягнуто шляхом створення селектованих культур, здатних сприяти більш глибокому видаленню з води мангану. З цією метою видалені раніше культури родів *Leptotrix* та *Sphaerotilus* оброблялись відомими мутагенами, зокрема УФ-опроміненням і HNO_2 , культури зберігались на спеціальному середовищі (дріжджовий бульйон для залізобактерій АРНА М381).

Умови та результати обробки мікроорганізмів *Leptotrix* та *Sphaerotilus* УФ–опроміненням та HNO_2 наведені у табл. 3.17-3.19.

Таблиця 3.17. Умови мутагенезу мікроорганізмів р.

№	Мутагенний агент	Довжина хвилі/ концентрація	Тривалість обробки, хв
1	УФ-опромінення, нм	260	20
2	УФ-опромінення, нм	260	20
3	УФ-опромінення, нм	260	25
4	УФ-опромінення, нм	260	30
5	HNO_2 , М	0,02	20

№	Мутагенний агент	Довжина хвилі/ концентрація	Тривалість обробки, хв
6	HNO ₂ , М	0,03	20
7	HNO ₂ , М	0,04	20
8	HNO ₂ , М	0,05	20
9	Контроль	—	—

Таблиця 3.18 Результати обробки мікроорганізмів р. *Leptotrix*

№	Кількість колоній мікроорганізмів	Летальність, %	Вживання, %
1	186	95,6	4,4
2	35	99,2	0,8
3	відсут.	100,0	
4	відсут.	100,0	
5	2080	50,5	49,5
6	480	88,6	11,4
7	236	94,4	5,6
8	відсут.	100,0	
9	4200	—	-

Таблиця 3.19. Результати обробки мікроорганізмів р. *Sphaerotillus*

№	Кількість колоній мікроорганізмів	Летальність, %	Вживання, %
1	890	50,6	49,4
2	відсут.	100,0	
3	відсут.	100,0	
4	відсут.	100,0	
5	872	51,6	48,4
6	220	87,8	12,2
7	79	95,6	4,4
8	відсут.	100,0	
9	1800	—	-

В експериментах з мікроорганізмами р. *Leptotrix* із оброблених обома мутагенами штамів було відібрано колонії з тих чашок, де летальність становила 99 % для УФ–опромінення та від 88 % - для HNO₂. Відібрані колонії штамів відрізнялись від контрольного, по-перше, за забарвленням -

усі селектовані культури були темнішими за вихідні, по-друге, за розміром – колонії були на 1-2 мм більшими.

Отже, із отриманих колоній було відібрано 3 селектовані культури р. *Leptotrix*; для зберігання ці штами пересівались на тверде поживне середовище.

В експериментах з мікроорганізмами р. *Sphaerotilus* при дії УФ-випромінювання не вдалось отримати селектовані культури. Із оброблених HNO_2 штамів було відібрано колонії з тих чашок, де летальність становила від 87 %. Як і для представників р. *Leptotrix*, колонії селектованих культур відрізнялись забарвленням та розміром колоній. Такі штами пересівались для зберігання на тверде поживне середовище, а 3 селектовані культури роду *Sphaerotillus* були відібрані для перевірки їх ефективності щодо видалення заліза та мангану.

На наступному етапі експериментів селектовані культури було заселено у цеолітове завантаження лабораторних фільтрів, через які фільтрувались модельні розчини з різною концентрацією заліза та мангану. Одержані при цьому результати приведено у табл. 3.20.

Таблиця 3.20. Ефективність видалення заліза та мангану при фільтруванні модельних розчинів

Склад модельного розчину	Концентрація на виході, мг/дм ³		Ефективність видалення, %	
	Fe ²⁺	Mn ²⁺	Fe ²⁺	Mn ²⁺
Розчин №1- 5 мг/дм ³ Fe(II) + 0,5 мг/дм ³ Mn(II)				
Суміш відібраних штамів р. <i>Leptothrix</i> та р. <i>Sphaerotillus</i>	0,18	0,1	97,6	94
штам α р. <i>Leptothrix</i>	1,3	0,42	74	16
штам β р. <i>Leptothrix</i>	0,32	0,4	93,6	20
штам γ р. <i>Leptothrix</i>	0,19	0,4	96,2	20
штам α р. <i>Sphaerotillus</i>	3,4	0,29	32	42
штам β р. <i>Sphaerotillus</i>	2,2	0,19	56	62
штам γ р. <i>Leptothrix</i> та штам β р. <i>Sphaerotillus</i>	0,07	0,01	98,6	98
Вихідна популяція	0,18	0,1	96,4	80

Склад модельного розчину	Концентрація на виході, мг/дм ³		Ефективність видалення, %	
	Fe ²⁺	Mn ²⁺	Fe ²⁺	Mn ²⁺
Розчин № 2 - 10 мг/дм ³ Fe(II) + 2 мг/дм ³ Mn(II)				
Суміш відібраних штамів р. <i>Leptothrix</i> та р. <i>Sphaerotillus</i>	0,49	0,24	97,6	92,5
штам α р. <i>Leptothrix</i>	4,4	1,4	56	30
штам β р. <i>Leptothrix</i>	0,64	1,4	93,6	30
штам γ р. <i>Leptothrix</i>	0,28	1,1	97,2	45
штам α р. <i>Sphaerotillus</i>	7,2	0,95	28	52,5
штам β р. <i>Sphaerotillus</i>	5,1	0,69	49	65,5
штам γ р. <i>Leptothrix</i> та штам β р. <i>Sphaerotillus</i>	0,16	0,03	98,4	98,5
Вихідна популяція	0,49	0,24	95,1	88

При фільтруванні модельного розчину №1, в якому вміст Fe(II) та Mn(II) становив відповідно 5 та 0,5 мг/дм³, застосування селектованих культур родів *Leptotrix* та *Sphaerotillus*, як це видно з рис. 3.27, сприяли достатньо ефективному видаленню заліза із модельного розчину (максимально досягнута ефективність становила - 96 %). Проте ефективність вилучення мангану була гіршою, ніж у мікроорганізмів вихідної популяції (лише - до 62 %). Причина цього може полягати у тому, що контрольна вихідна популяція була мікроценозом, а селектовані культури отримувались із чистих культур.

Подібна ситуація, тобто ефективне видаленням заліза і малоефективне видалення мангану, спостерігалась і при фільтруванні модельного розчину № 2 з більш високими концентраціями заліза (10 мг/дм³) і мангану (2 мг/дм³). Максимальна ефективність вилучення заліза становила в цьому випадку сягала - 97 %, а мангану - 65 % (рис. 3.28).

На противагу окремим штамам мікроорганізмів змішані популяції продемонстрували під час експериментів достатньо високу ефективність видалення обох елементів порівняно з вихідним мікроценозом.

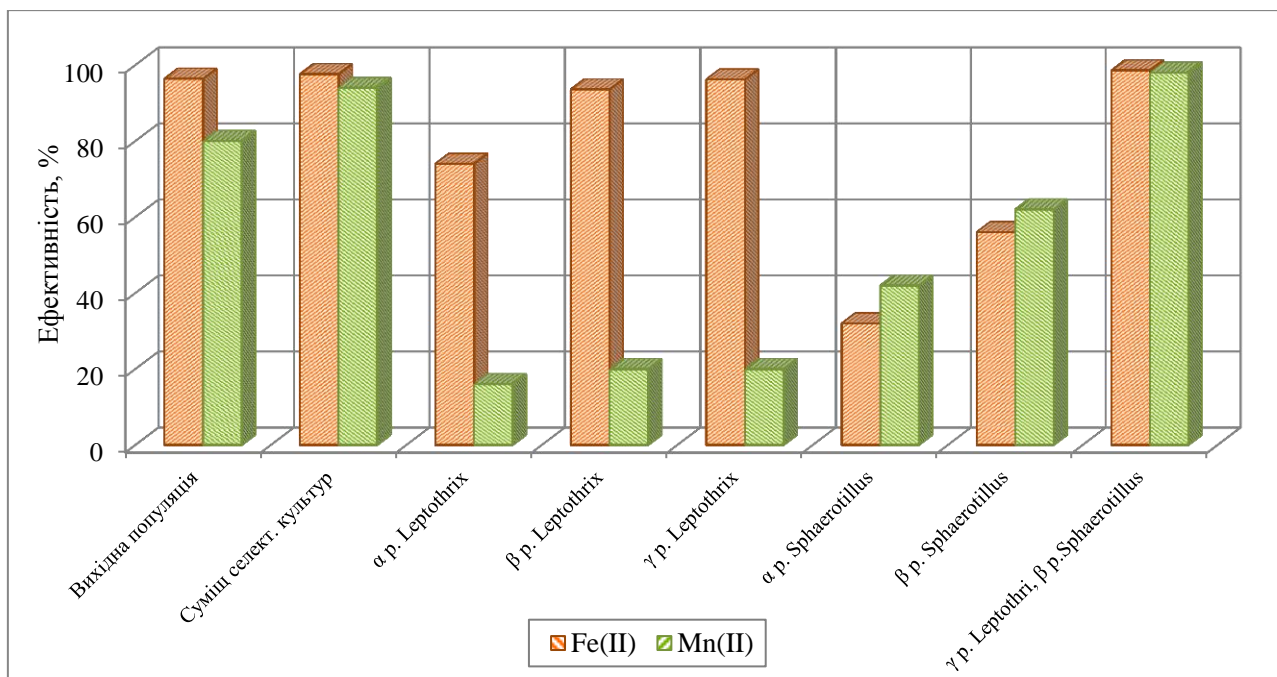


Рис. 3.27. Ефективність видалення заліза та мангану селектованими культурами з модельного розчину № 1

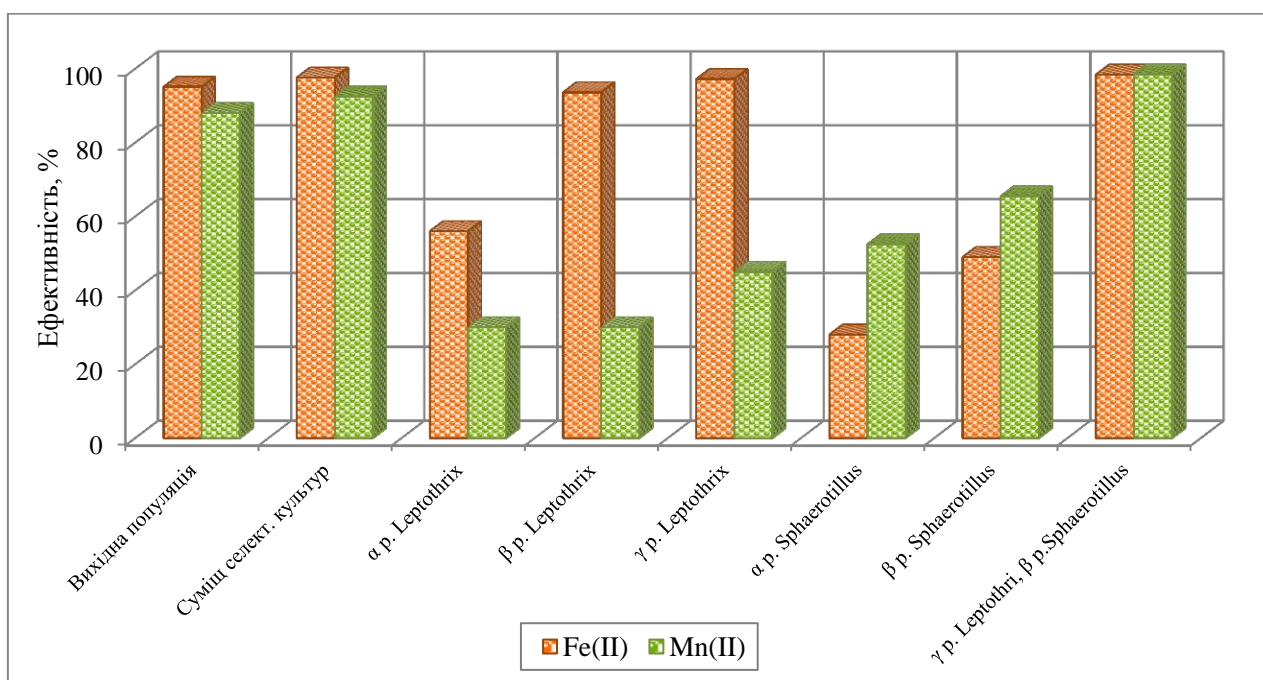


Рис. 3.28. Ефективність видалення заліза та мангану селектованими культурами з модельного розчину № 2.

Приведені на рис. 3.27-3.28 дані засвідчили, що при фільтруванні модельних розчинів з концентрацією досліджуваних компонентів - 5 мг/дм^3

Fe(II) + 0,5 мг/дм³ Mn(II) та 10 мг/дм³ Fe(II) + 2 мг/дм³ Mn(II) - суміш селектованих штамів дозволяла видаляти залізо з ефективністю до 97,6 %, а мангану - до 94 % порівняно з ефективністю для вихідної популяції, яка становила до 96,4 % - для заліза та до 88 % - для мангану.

Штами чистих культур мікроорганізмів протягом експериментів показали невисоку ефективність порівняно із вихідною популяцією, показник ефективності видалення мангану складав 62 % проти 80 % відповідно.

Максимальна ефективність вилучення заліза та мангану була зафіксована у змішаній культурі штаму *γ* р. *Leptotrix* та штаму *β* р. *Sphaerotillus* (до 98,6 % для обох елементів).

Більш докладно інформацію представлено в роботах [290, 291]

За результатами проведених досліджень було визначено умови для отримання найбільш ефективних селектованих культур залізо- та манганоокиснюючих бактерій, а саме обробка УФ-опроміненням з довжиною хвилі 260 нм протягом 20 хв та обробка розчином HNO₂ концентрацією 0,03-0,04 М протягом 20 хв. Селектовану культуру було отримано та збережено для подальшого застосування та можливості використання для заселення ними завантаження цеолітових фільтрів для знезалізнення та деманганації води, а також перевірки синергетичних взаємодій між селектованими культурами.

Враховуючи, що селектовані культури мікроорганізмів в неасептичних умовах поступово елімінуються з мікроценозів, було розглянуто два принципових технологічних підходи, а саме:

- періодичне введення у фільтруюче завантаження суміші природних культур мікроорганізмів (1 раз на 3-4 промивки);
- періодичне введення у фільтруюче завантаження суміші селектованих культур мікроорганізмів (1 раз на 3-4 промивки), а також їх безперервне додаткове введенням для нівелювання ефекту елімінації.

Перший метод є дешевшим і доступнішим, оскільки потребує культивування і перенесення мікроорганізмів лише один раз на декілька фільтроциклів; другий - більш складний у реалізації, тому що внаслідок постійної елімінації селектованих культур необхідно підтримувати їх кількість шляхом безперервного введення інокуляту.

3.6. Вибір фільтруючого завантаження

Для можливості практичної реалізації біотехнологічних методів, насамперед, необхідно було вирішити ряд технологічних задач, в тому числі: розробити ефективні прийоми перенесення інокуляту у завантаження фільтрів, підібрати найбільш придатний для вказаних цілей фільтруючий матеріал, визначити оптимальні параметри і режими фільтрування та промивки фільтруючого шару.

Найчастіше у практиці питного водопостачання для завантаження фільтрів застосовуються такі матеріали, як кварцовий пісок, природний цеоліт, активне вугілля, керамзит. Тому, саме вони були використані у дослідженнях щодо встановлення можливості закріплення на їх поверхні мікроорганізмів та впливу останніх на ефективність видалення сполук заліза і мангану.

Вказані дослідження проводились на пілотному стенді у фільтрах, завантажених фільтруючими матеріалами, попередньо обробленими підготовленим інокулятом культури рр. *Leptotrix* та *Sphaerotilus*. Паралельно працював «контрольний» фільтр, завантажений цеолітом без внесення мікроорганізмів.

Загальна кількість мікроорганізмів у фільтруючому завантаженні визначалась по завершенню IV фільтроцикла під час промивки фільтра без введення дезінфікуючих реагентів. Дослідження відбувались за кімнатної температури, концентрація Fe(II) та Mn(II) у модельному розчині становила 10 та 2 мг/дм³ відповідно; ефективність очищення води визначалась в середньому за 4 фільтроцикли. Фільтруюче завантаження було як

одношаровим, так і дво- або тришаровим; загальна висота фільтруючого шару становила біля 1,1 м.

У першій серії експериментів, результати якого проілюстровано на рис. 3.29-3.30, було досліджено природний цеоліт – кліноптилоліт, попередньо заселений залізо- та манганокиснюючими бактеріями.

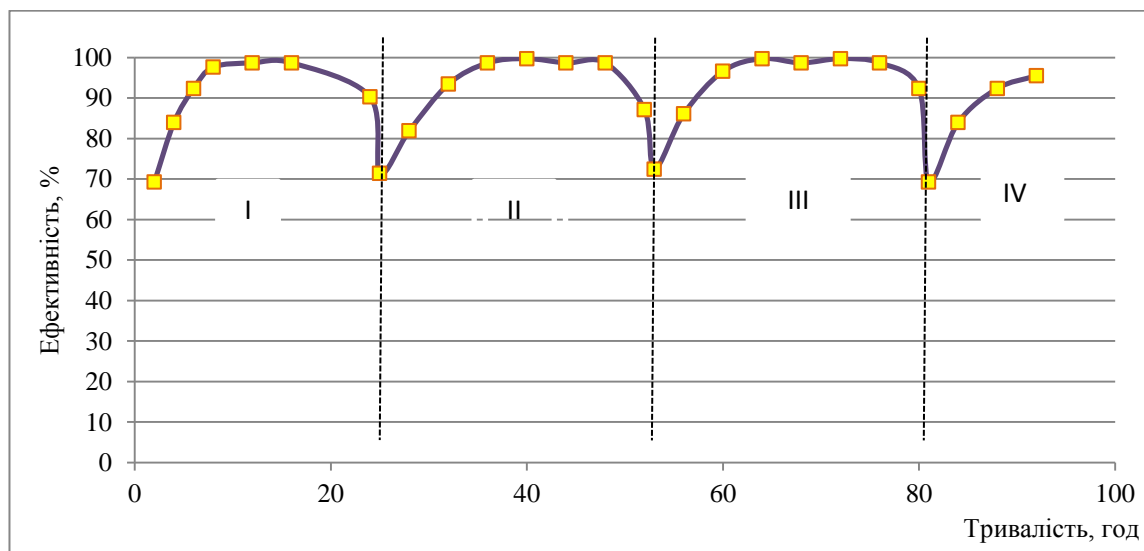


Рис. 3.29. Ефективність видалення сполук заліза на цеолітовому завантаженні протягом I-IV фільтроциклів

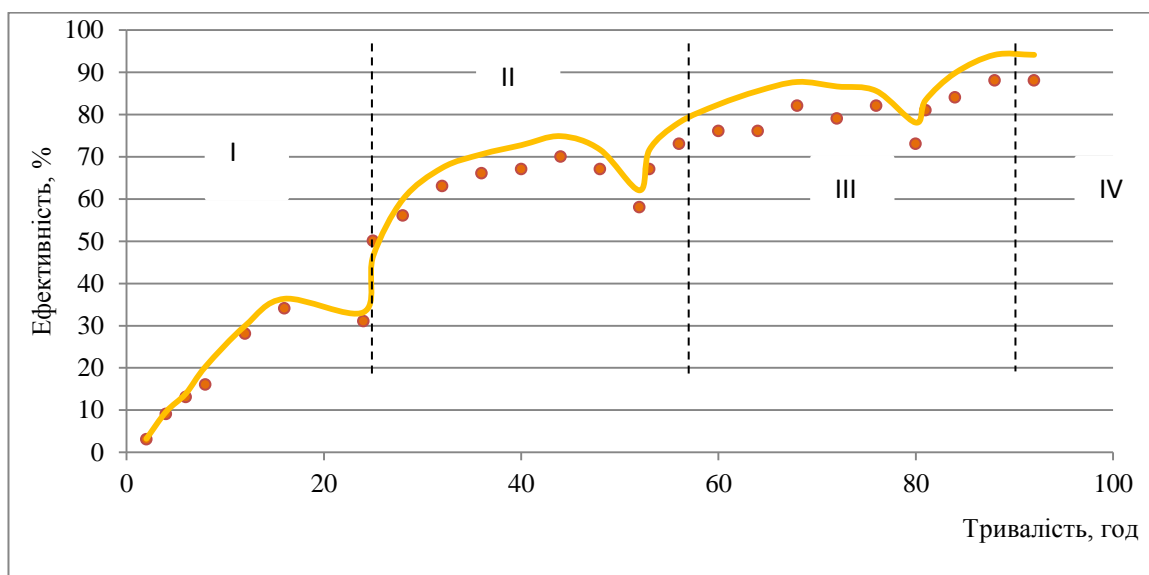


Рис. 3.30. Ефективність видалення сполук мангану на цеолітовому завантаженні протягом I-IV фільтроциклів

Як видно з наведених на рис. 3.29-3.30 залежностей, для заліза початкова ефективність процесу відразу сягала рівня у 70 % і далі поступово збільшувалась – до 98 %. Ефективність процесу деманганації, навпаки, досить повільно збільшувалась, як протягом самого фільтроциклу, так і за послідовними фільтроциклами і набувала свого максимального значення лише у IV фільтроциклі .

У другій серії експериментів, графічна інтерпретація яких представлена на рис. 3.31-3.32, як фільтруюче завантаження використовувались такі матеріали, як кварцовий пісок, керамзит та кварцовий пісок/керамзит, заселені залізо- та манганокиснючими бактеріями. Як видно з вказаних рисунків, усі криві ефективності мають ідентичний характер, що свідчить про однотипний характер їх дії. При цьому для заліза найкращі результати було отримано для двошарового завантаження – кварцовий пісок/керамзит (ефективність біля 45%), а для мангану – керамзит (найбільша ефективність у IV фільтроциклі – біля 14 %).

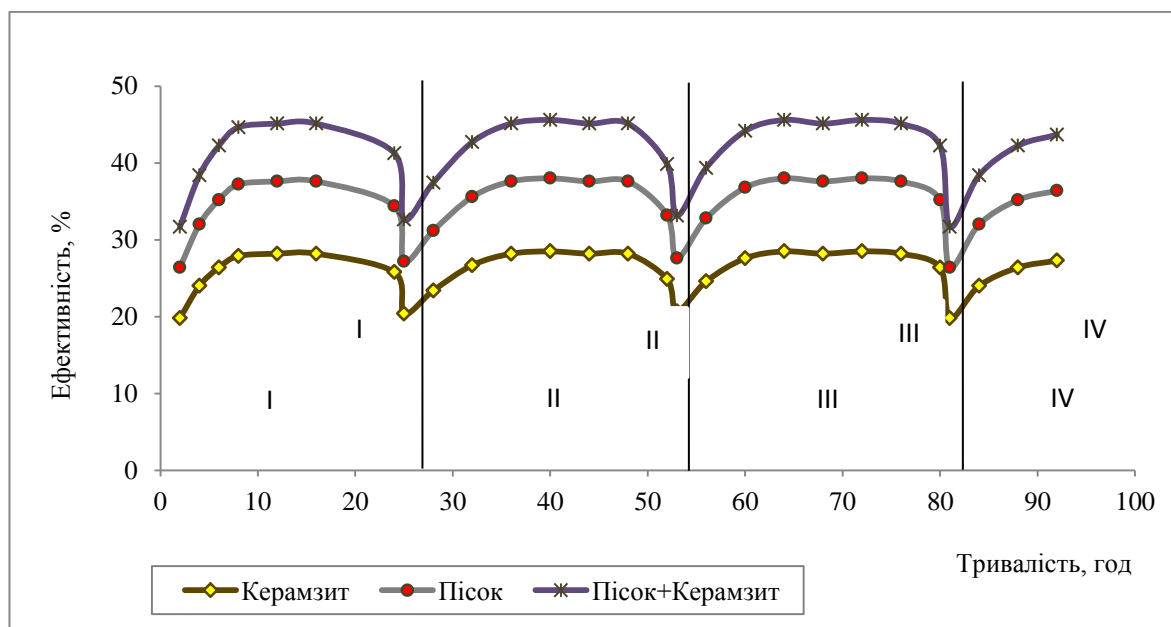


Рис. 3.31 Ефективність видалення сполук заліза на різному завантаженні протягом I-IV – фільтроциклів

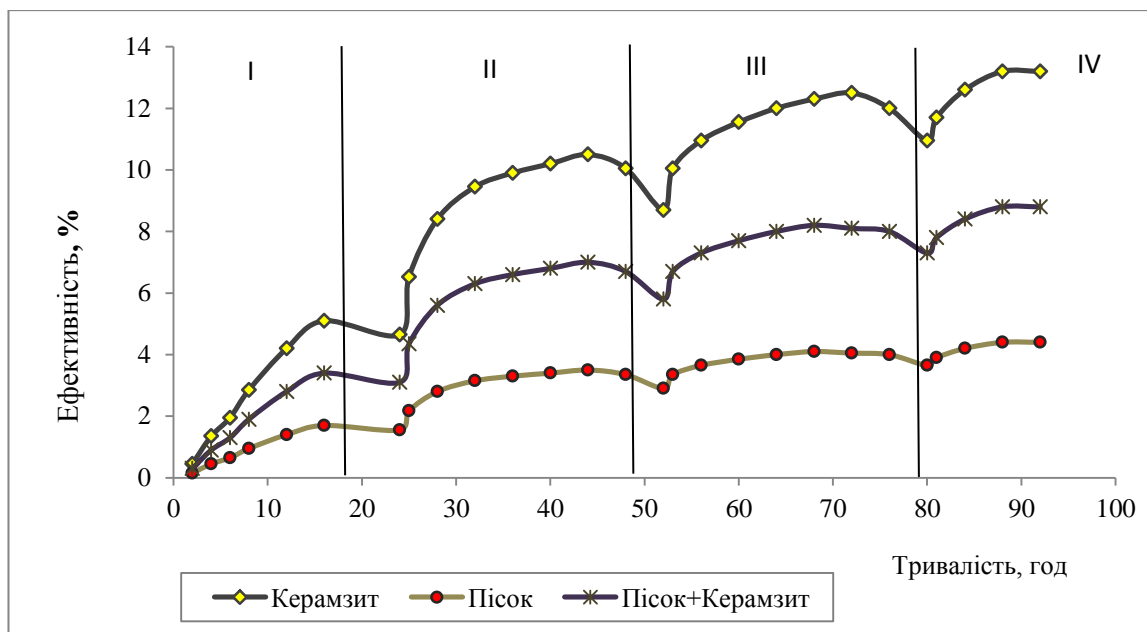


Рис. 3.32. Ефективність видалення сполук мангану на різному завантаженні протягом I-IV – фільтроциклів

Щодо порівняння процесів знезалізнення та деманганації, то як і при використанні цеоліту, ефективність видалення заліза відразу була вищою у всіх фільтроциклах, а для мангану - зростала поступово, як у межах самого фільтроциклу, та і за послідовними фільтроциклами.

У третій серії експериментів, результати якого наведено на рис. 3.33-3.34, було досліджено активне вугілля, активне вугілля/кварцовий пісок та активне вугілля/кварцовий пісок/керамзит, попередньо заселені залізо- та манганоокиснюючими бактеріями.

Характер кривих та динаміка зміни ефективності процесів видалення з води заліза та мангану в цілому були аналогічними одержаним у другому експерименті. Найкращі результати було досягнуто, як для процесу знезалізнення, так і деманганації, при застосуванні тришарового завантаження – активне вугілля/кварцовий пісок/керамзит: максимальна величина вказаних процесів становила біля 90 та 79 % відповідно.

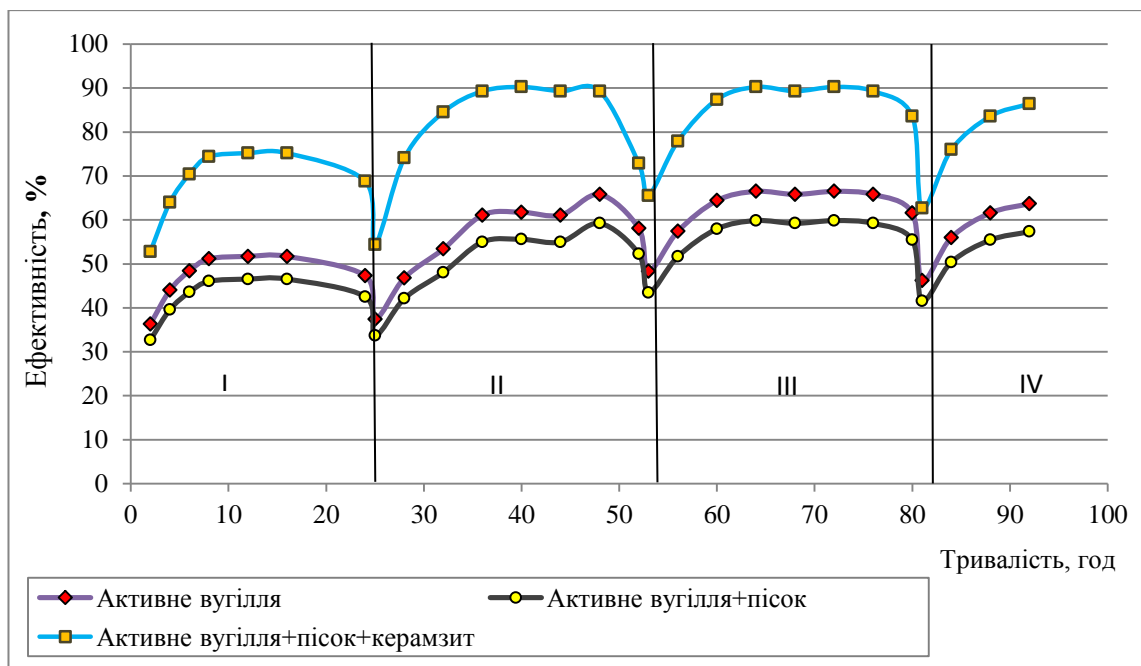


Рис. 3.33. Ефективність видалення сполук заліза активним вугіллям та іншими матеріалами протягом I- IV фільтроциклів

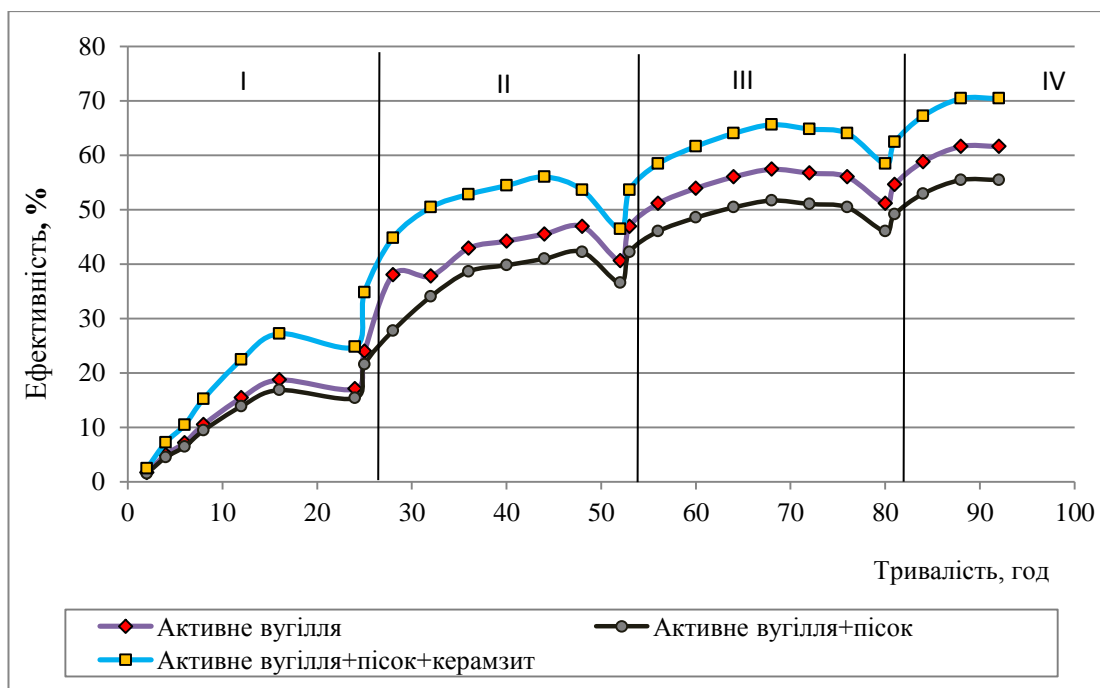


Рис. 3.34. Ефективність видалення сполук марганцю активним вугіллям та іншими матеріалами протягом I- IV фільтроциклів

У даному контексті варто відзначити, що у наведених вище експериментах ефективність видалення заліза при використанні кварцового

піску не перевищувала - 40 %, а для мангану – 5 %. Однак у роботах інших авторів (див. підрозд. 1.5) при застосуванні фільтрів із піщаним завантаженням спостерігалась висока ефективність біологічної деманганації – максимально 98,6 %. Така висока ефективність порівняно із отриманими під час вказаних вище експериментів даними може бути пояснена присутністю інших специфічних бактерій у завантаженні фільтра.

Для оцінки ефективності саме біологічного процесу видалення заліза та мангану протягом даних досліджень визначався також показник величини ЗМЧ в одиниці завантаження фільтра. Одержані результати наведено у табл. 3.21 та на рис. 3.35.

Таблиця 3.21. Величина ЗМЧ та ефективність видалення заліза та мангану на різних фільтруючих матеріалах

№	Фільтруючий матеріал	ЗМЧ, КУО/см ³ завантаження	Ефективність видалення, %	
			Fe(II)	Mn(II)
1	Активне вугілля	4500±150	66±2	42±1
2	Цеоліт	2000±150	96±2	78±1
3	Пісок	900±50	36±2	3±0,5
4	Керамзит	20±10	26±2	8±1
5	Двошарове завантаження:		64±2	49±1
	<i>активне вугілля</i>	2500±100		
	<i>пісок</i>	800±50		
6	Двошарове завантаження:		44±2	12±1
	<i>пісок</i>	1300±200		
	<i>керамзит</i>	110±20		
7	Тришарове завантаження:		72±2	62±1
	<i>активне вугілля</i>	6000±150		
	<i>пісок</i>	1100±50		
	<i>керамзит</i>	100±20		
	Контроль	1050±50	-	-

Згідно отриманих результатів активне вугілля показало високу здатність до накопичення біомаси бактерій у процесі фільтрування, але зниження вмісту сполук заліза та мангану при цьому було невисоким.

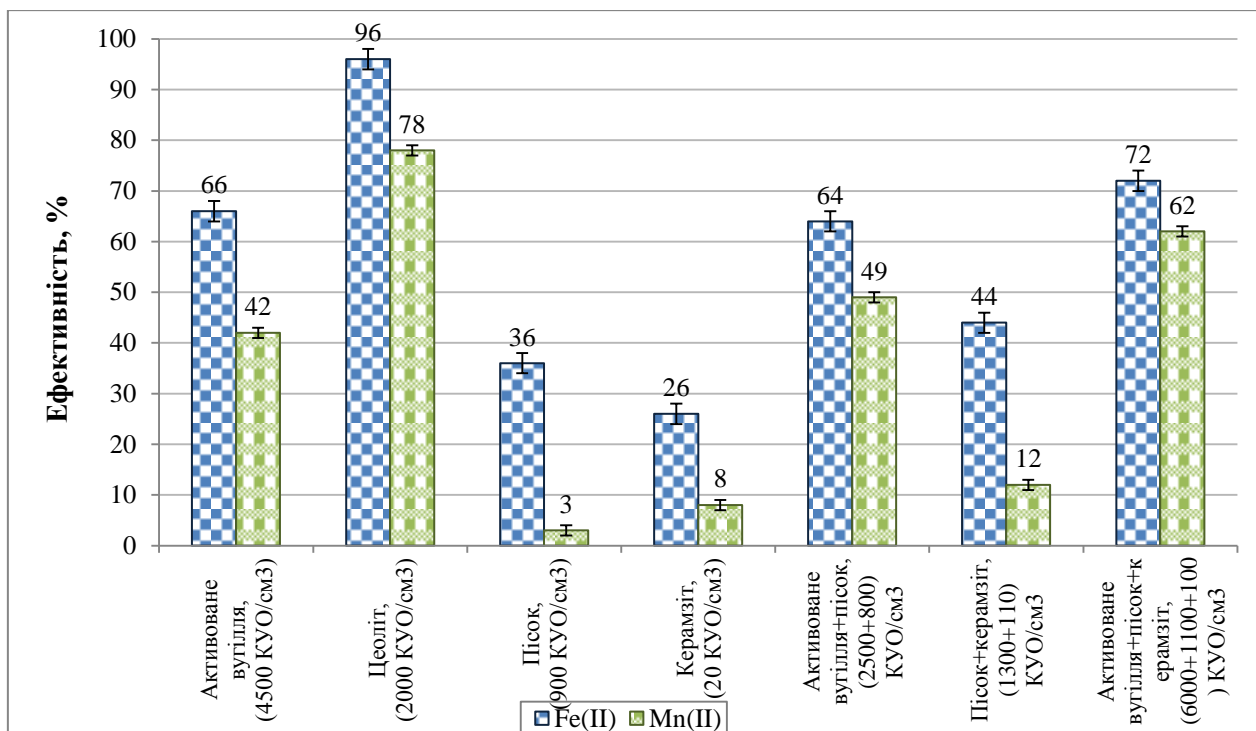


Рис.3.35. Величина ЗМЧ та ефективність видалення заліза та мангану на різних фільтруючих матеріалах.

Крім того, сорбція активним вугіллям хлору під час знезараження фільтруючого завантаження призводила до збільшення часу, необхідного для нарощування біомаси у наступних циклах фільтрування.

Застосування цеолітового завантаження, хоча і характеризувалось меншим питомим накопиченням біомаси, але через здатність цеоліту безпосередньо видаляти частину іонів заліза фізико-хімічним шляхом, призводило до високої сумарної ефективності процесів знезалізнення і деманганації, ніж при застосуванні активного вугілля.

При фільтруванні води через інші досліджувані матеріали спостерігалось як менше накопичення біомаси, так і нижча сумарна ефективність процесу очищення.

Цікаві результати були отримані для завантажень із кількох шарів фільтруючих матеріалів, зокрема тришарового - піщано-цеоліто-вугільного. Це дозволяє передбачати перспективність його застосування та необхідність визначення оптимальних технологічних показників (фракційного складу та

висоти шарів, умов промивки тощо), що передбачається зробити у подальших дослідженнях.

Враховуючи позитивні результати, одержані під час вивчення фільтруючих матеріалів, у подальших дослідженнях використовувався саме цеоліт (кліноптилоліт Сокирницького родовища) фракції 1-3 мм.

3.7. Відпрацювання способу переносу мікроорганізмів в завантаження фільтрів

Подальшою важливою задачею було відпрацювання стадії інокуляції, реалізація якої могла відбуватися наступними основними шляхами:

- напрацювання мікробної біомаси у рідкому середовищі та оброблення нею завантаження фільтра;
- культивування бактерій на твердому середовищі, приготування суспензії мікроорганізмів та обробка завантаження фільтра рідким інокулятом.

При вирощуванні інокуляту на рідкому середовищі цеоліт оброблявся цим розчином. Для заселення завантаження колоніями, що вирости на твердому середовищі, застосовувався механічний перенос, який відбувався шляхом змішування посівного матеріалу з верхнім шаром цеоліту. Крім того, цеоліт оброблявся приготовленою суспензією мікроорганізмів, виростих на твердому середовищі. Обробка посівним матеріалом, отриманим трьома різними способами, відбувалась у непроточному режимі.

При вирощуванні бактерій у рідкому середовищі спостерігався незначний ріст р. *Sphaerotillus* - колонії були невеликого діаметру. На фільтруючому завантаженні закріплення цих мікроорганізмів практично не відбулось, ефективність видалення заліза та мангану в цьому випадку була однаковою та невисокою.

На твердому середовищі три культури - р. *Siderocapsa*, р. *Galionella*, р. *Nuphromicrobium* - практично не давали росту: колонії були мілкими. Однак

ці самі культури давали ріст на середовищі без заліза, що може свідчити про здатність цих бактерій видаляти залізо в асоціації з іншими мікроорганізмами.

Інші штами, зокрема, р. *Leptothrix*, р. *Sphaerotillus*, р. *Metallogenium*, р. *Siderocapsa*, р. *Galionella*, р. *Hyphomicrobium*, на твердому середовищі показували помітний ріст. Серед характерних особливостей потрібно відзначити, що колонії родів *Leptothrix*, *Sphaerotillus* і *Metallogenium* були більшими за інші і їх ріст проявлявся швидше (на 5-6 добу культивування). Тому саме ці культури використовувались у подальших дослідженнях.

При механічному переносі на цеоліт закріплення бактерій не відбулось. При обробці через суспензію вдалось перенести мікроорганізми, що були попередньо визначені як найактивніші. Для них було проведено диференціацію за морфологічними ознаками та забарвленням гескаціаноферратом (II) калію відповідно до [289]. Докладніше результати цих експериментів описані в роботі [310].

На підставі результатів проведених досліджень для подальшого використання був прийнятий метод розсіву культури на твердому середовищі з наступним перенесенням через рідке середовище.

3.8. Відпрацювання методу промивки

Невід'ємним етапом будь-якого процесу фільтрування є промивка фільтруючого матеріалу, яка забезпечує його очищення від накопичених забруднень. Цикл досліджень щодо визначення параметрів цього процесу було здійснено на пілотному фільтрі, завантаженому зернистим цеолітом. При цьому особливим фактором, який потрібно було враховувати під час промивки, була необхідність збереження у фільтруючому шарі життєздатних мікроорганізмів, що беруть участь у процесах знезалізнення і деманганації. Тому, в експериментах досліджувалось два режими промивки фільтру:

- простий, без застосування знезаражуючих реагентів;

- поглиблений, який забезпечує, з одного боку, належний санітарно-гігієнічний стан завантаження шляхом його знезараження, а, з другого боку, не перешкоджатиме існуванню залізо- та манганоокиснюючих мікроорганізмів.

Дослідження проводились на реальній підземній воді із вмістом сполук заліза біля 15-20 мг/дм³, а мангану - 1,9-2,2 мг/дм³. В експериментах з визначення режимів поглибленої промивки фільтруючого шару, як дезінфікуючий реагент застосовувався товарний продукт гіпохлориту натрію марки А з вихідною концентрацією - 112 г/дм³.

Для визначання необхідної інтенсивності промивки фільтруючий матеріал по завершенню фільтроциклу, тривалість якого встановлювалась у 24 години, промивався розрахованою кількістю води. Контроль за якісними параметрами промивної води здійснювався за вмістом завислих речовин (показник ефективності відмивання фільтруючого шару) та величиною ЗМЧ (показник вимивання мікроорганізмів із фільтруючого завантаження). Оптимальні параметри режиму промивки фільтруючого матеріалу визначались за результатами проведених експериментів, наведених у табл. 3.22 та на рис.3.36.

Таблиця 3.22. Показники якості воді в залежності від інтенсивності промивки

№	Інтенсивність промивки, л/с·м ²	Вміст завислих речовин, г/дм ³	Величина ЗМЧ, КУО/см ³
1	10	1,5	50
2	15	2,8	70
3	20	2,9	1500
4	30	3	2500

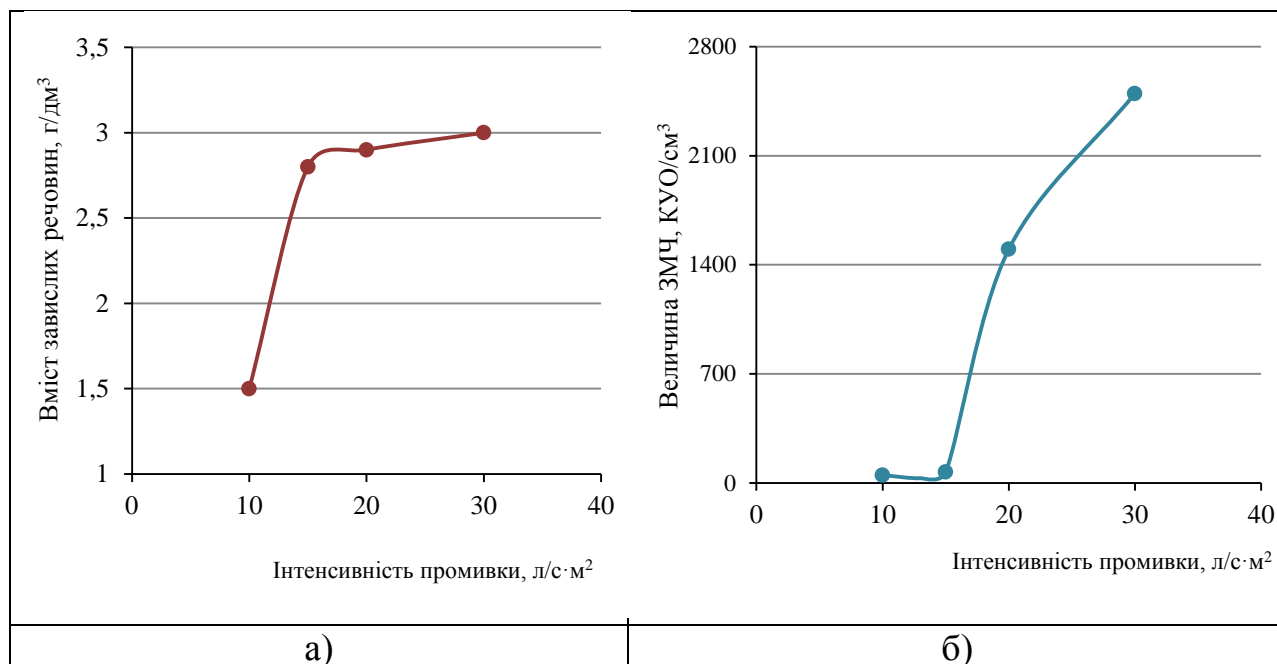


Рис. 3.36. Динаміка зміни показників завислих речовин (а) та ЗМЧ (б) при різній інтенсивності промивки

При найменшій з досліджених інтенсивності промивки, а саме $10 \text{ л/с}\cdot\text{м}^2$, вміст завислих речовин у промивній воді становив - $1,5 \text{ г/дм}^3$, а при збільшенні цього параметру до $15 \text{ л/с}\cdot\text{м}^2$ зростав - до $2,8 \text{ г/дм}^3$. Величина ЗМЧ при цьому відповідно дорівнювала 50 та 70 КУО/см^3 , тобто вимивання залізо- та манганокиснюючих бактерій практично не відбувалось.

При подальшому підвищенні інтенсивності промивки до 20 та $30 \text{ л/с}\cdot\text{м}^2$ концентрація завислих речовин у промивній воді ще трохи збільшувалася і досягала значень - 2,9 та $3,0 \text{ г/дм}^3$ відповідно. Проте, величина ЗМЧ у промивній воді різко зростала - до 1500 та 2500 КУО/см^3 відповідно, що вказувало на початок вимивання мікроорганізмів із завантаження фільтру. Отже за результатами експериментів інтенсивність промивки фільтру, при якій не відбувається помітне винесення із завантаження мікроорганізмів, можна вважати - $15 \text{ л/с}\cdot\text{м}^2$.

На наступному етапі експериментів для визначення оптимального часу промивки фільтруючого матеріалу було досліджено залежність вмісту

завислих речовин у промивній воді від тривалості промивки. Одержані при цьому результати у графічному вигляді наведено на рис. 3.37.

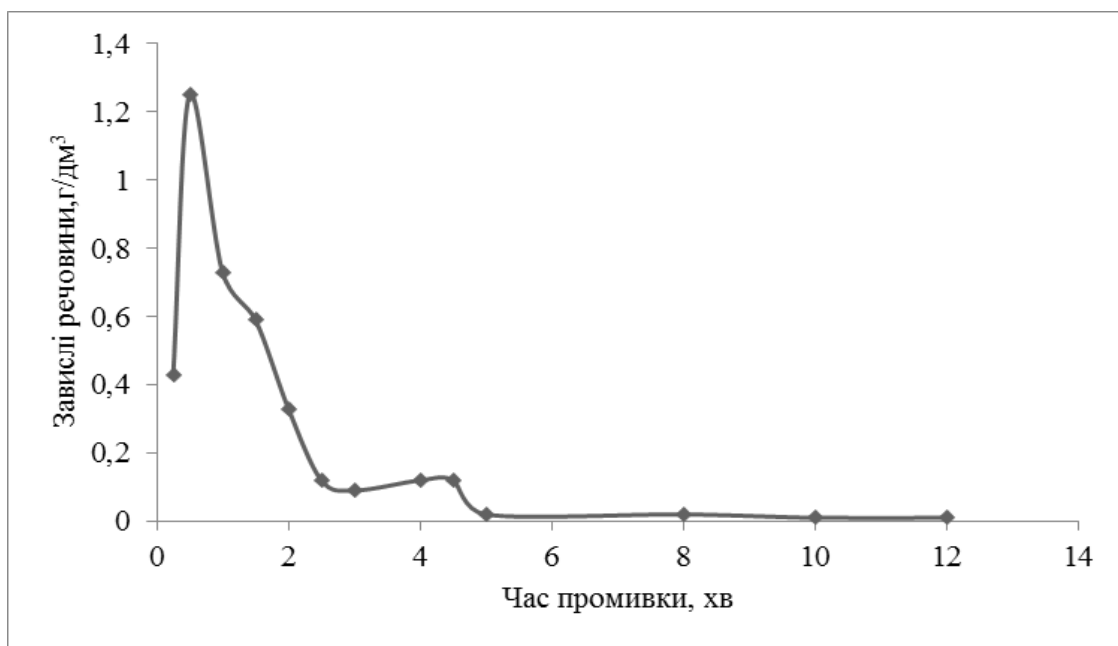


Рис. 3.37. Залежність вмісту завислих речовин у промивній воді від часу промивки

З наведеного вище рис. 3.37 графіка видно, що на початковій стадії промивки (0,25-1,5 хв) вміст завислих речовин у промивній воді знаходився у межах 0,43-1,25 г/дм³, далі, в часовому діапазоні 1,5-4,5 хв, спостерігалось їх поступове зменшення - до 0,12 г/дм³, а після 4,5 хв промивки - концентрація завислих речовин різко знижувалась майже до нульових значень.

Виходячи з отриманих результатів, достатнім часом для промивки фільтруючого завантаження можна вважати 10 хвилин.

Для перевірки наведених вище результатів щодо оптимальних параметрів промивки фільтрів було проведено кілька фільтроциклів знезалізнення із запропонованим режимом промивки, а саме - інтенсивність подачі промивної води - 15 л/с·м², тривалість промивки - 10 хв. Одержані під час експериментів результати проілюстровано на рис. 3.38.

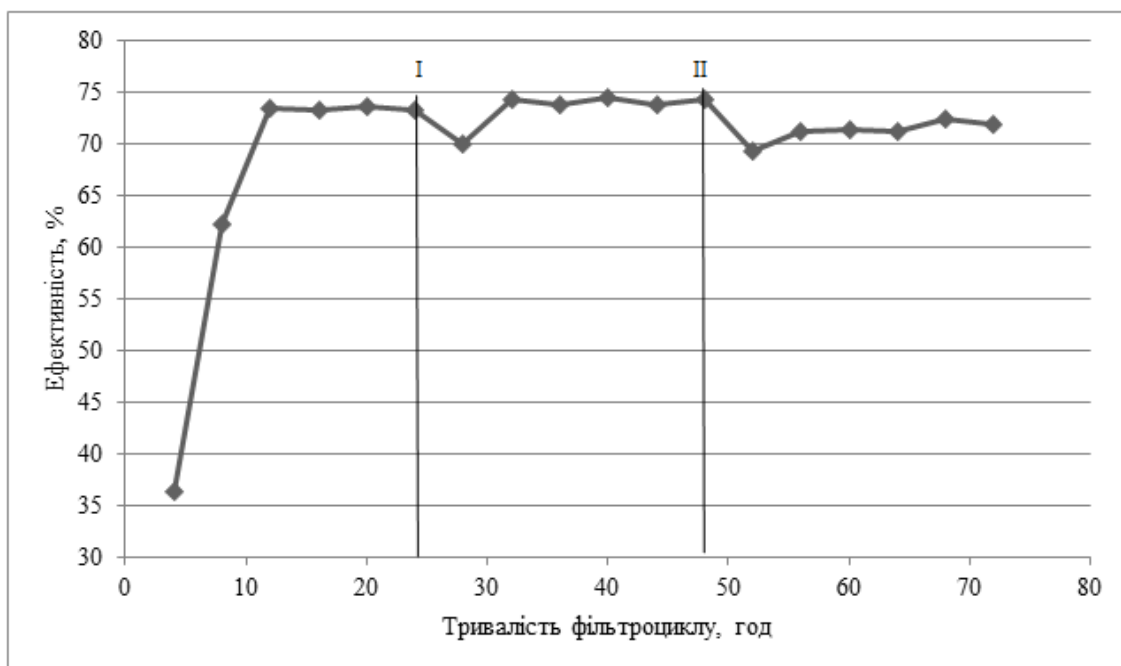


Рис. 3.38. Вплив режиму промивки фільтра на ефективність знезалізнення води (I та II - фільтроцикли)

Із графіка на рис. 3.38 видно, що у першому фільтроциклі ефективність знезалізнення поступово зростала протягом перших 10 годин, що відповідало часу заростання фільтруючого матеріалу мікроорганізмами та їх пристосуванню до умов завантаження фільтра, далі - ефективність залишалась на високому рівні, сягаючи понад 73 %.

Після промивки у II фільтроциклі час відновлення активності завантаження щодо вилучення заліза був набагато меншим (фактично ефективність відновлювалась протягом першої години), що свідчало про присутність у завантаженні мікроорганізмів. Тобто застосований режим промивки фільтруючого шару виявився «лояльним» до мікроорганізмів і вони залишились у завантаженні.

Аналогічна ситуація мала місце і після другої промивки у III фільтроциклі, але середня ефективність знезалізнення в ньому була дещо меншою, ніж у двох перших, що вказувало на поступову елімінацію активних мікроорганізмів, а отже і необхідність періодичного проведення заміни мікрофлори завантаження.

Таким чином, проведені дослідження підтвердили доцільність застосування експериментально визначеного режиму промивки, зокрема, інтенсивність подачі промивної води - $15 \text{ л/с}\cdot\text{м}^2$ з тривалістю - 10 хв.

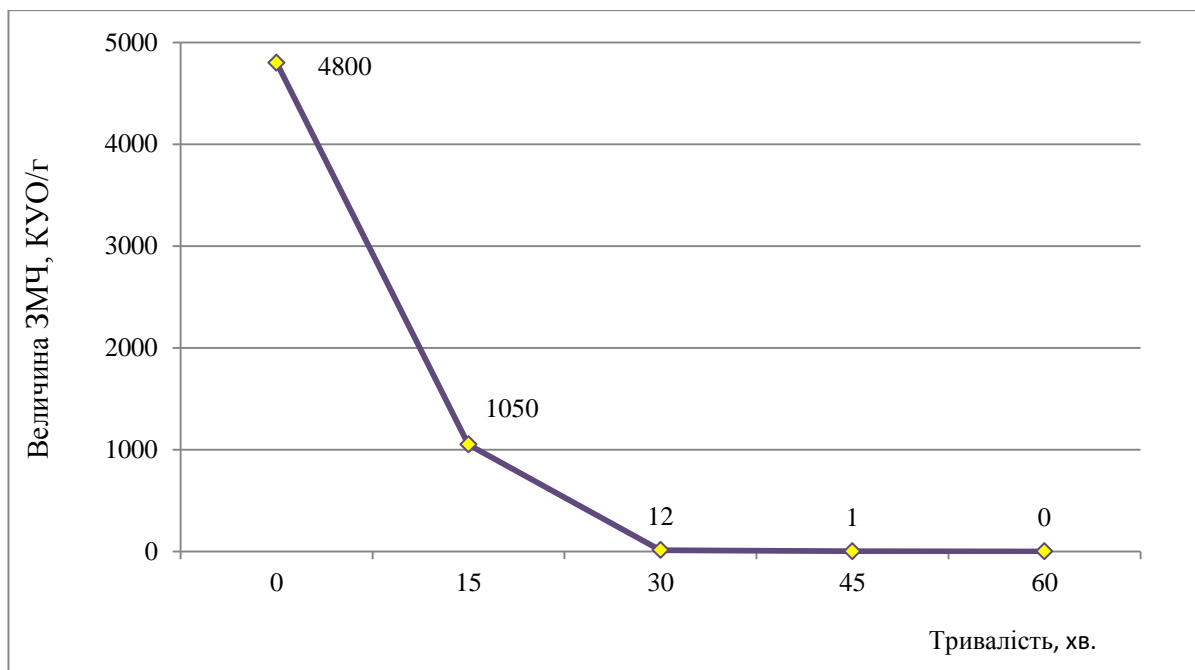
У практиці водопідготовки окрім повітряної часто застосовується і водоповітряна промивка фільтрів. Шляхом проведення аналогічних досліджень для водоповітряної промивки було визначено наступний оптимальний режим:

- продувка тільки повітрям з інтенсивністю $15 \text{ л/с}\cdot\text{м}^2$ протягом 1-2 хв;
- сумісна промивка водою та повітрям з інтенсивністю подачі повітря - 15 та води – $8 \text{ л/с}\cdot\text{м}^2$ протягом 15 хв;
- фінішна промивка тільки водою з інтенсивністю $15 \text{ л/с}\cdot\text{м}^2$ протягом 1-3 хв.

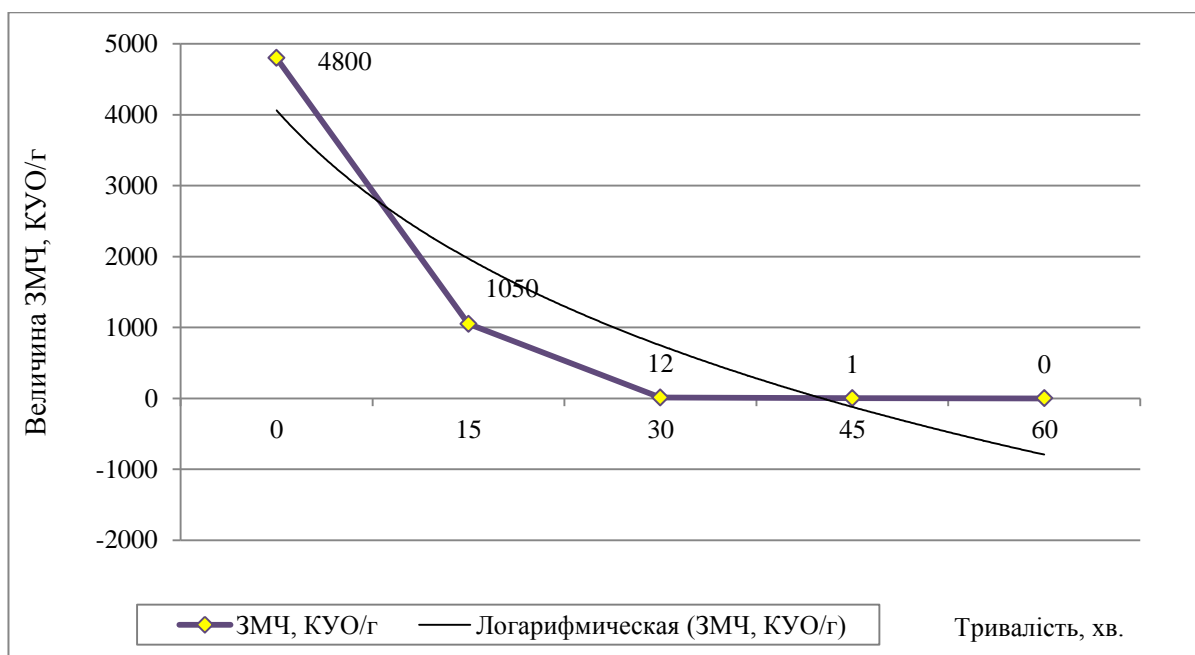
Як вказувалось раніше, для підтримання мікроорганізмів переважно у фазі логарифмічного росту необхідна періодична обробка завантаження дезінфікуючим реагентом з подальшим відновленням на ньому мікрофлори. З цією метою було досліджено процес знезараження фільтруючого матеріалу і, насамперед, необхідний час експозиції завантаження фільтрів з дезінфікуючим агентом (у даних експериментах застосовувався гіпохлорит натрію дозою 40 мг/дм^3).

На рис. 3.39 отримані результати представлені у вигляді графічної залежності як у звичайних координатах, так і з використанням логарифмічної шкали. З рисунку видно, що після 30-хвилинної експозиції величина ЗМЧ (у перерахунку на 1 г фільтруючого матеріалу) значно знижувалась - до 12 КУО/г, а через 45 хв - до 1 КУО/г. Тривалість контакту протягом 60 хв призводила практично до повної дезінфекції завантаження.

Таким чином, при дозі хлору 40 мг/дм^3 час достатнім часом контакту дезінфікуючого реагенту з фільтруючим завантаженням можна вважати - 45 хвилин.



а)



б)

Рис 3.39. Залежність величини ЗМЧ від часу контакту дезінфектанта з фільтруючим завантаженням:
а) – звичайна шкала; б) - логарифмічна шкала

Для можливості розвитку залізо- та манганокиснюючих мікроорганізмів у товщі фільтруючого матеріалу, останній повинен бути ретельно відмитий від залишку знезаражуючого реагенту. За таких умов

вміст залишкового хлору після промивки має становити менше $0,1 \text{ мг/дм}^3$. Тому, на наступному етапі досліджень було визначено тривалість відмивання фільтруючого завантаження після його дезінфекції при інтенсивності подачі води - $15 \text{ л/с} \cdot \text{м}^2$.

Згідно результатів експериментів, наведених у табл. 3.23, відмивка протягом 20 хв. є достатньою для зниження концентрації залишкового хлору до $0,1 \text{ мг/дм}^3$.

Таблиця 3.23 Динаміка зміни вмісту залишкового хлору у промивній воді від тривалості промивки

№	Тривалість промивки, хв	Вміст залишкового хлору, мг/дм^3
1	5	5,2
2	10	3,1
3	15	0,4
4	20	$< 0,1$
5	25	$< 0,1$

По завершенню стадії дезінфекції і наступною відмивки завантаження фільтру від залишків дезінфектанту за встановленими вище параметрами, у фільтруючому матеріалі створюються умови для розвитку залізо- та манганокиснюючих мікроорганізмів. Необхідний час інокуляції був встановлений у попередніх дослідженнях [2] і дорівнює - 90 хв.

На підставі результатів проведених експериментальних досліджень для можливості практичної реалізації процесів знезалізнення/деманганації підземних вод з використанням мікроорганізмів, було розроблено схему промивки фільтруючого завантаження фільтрів.

Для вказаних цілей можуть застосовуватися два види промивок: простий (без застосування дезінфікуючих реагентів) та поглиблений (включає обробку фільтруючого завантаження дезінфектантом). Простий тип промивки може реалізуватися у двох режимах, а саме водоповітряна промивка, яка відбувається у три стадії з застосуванням води і повітря, та водяна промивка в одну стадію лише водою.

Поглиблений тип промивки, окрім стадії звичайної промивки, включає додаткові стадії знезараження фільтруючого матеріалу, його відмивки від залишків дезінфектанту та регенерації (заселення мікроорганізмами). Таку поглиблену промивку доцільно здійснюватися 1 раз на 4-5 фільтроциклів або у випадку погіршення мікробіологічних показників якості води.

Технологічна блок-схема звичайної промивки та етапу поглибленої промивки фільтруючого завантаження фільтрів знезалізнення та деманганациї води наведено на рис. 3.40.

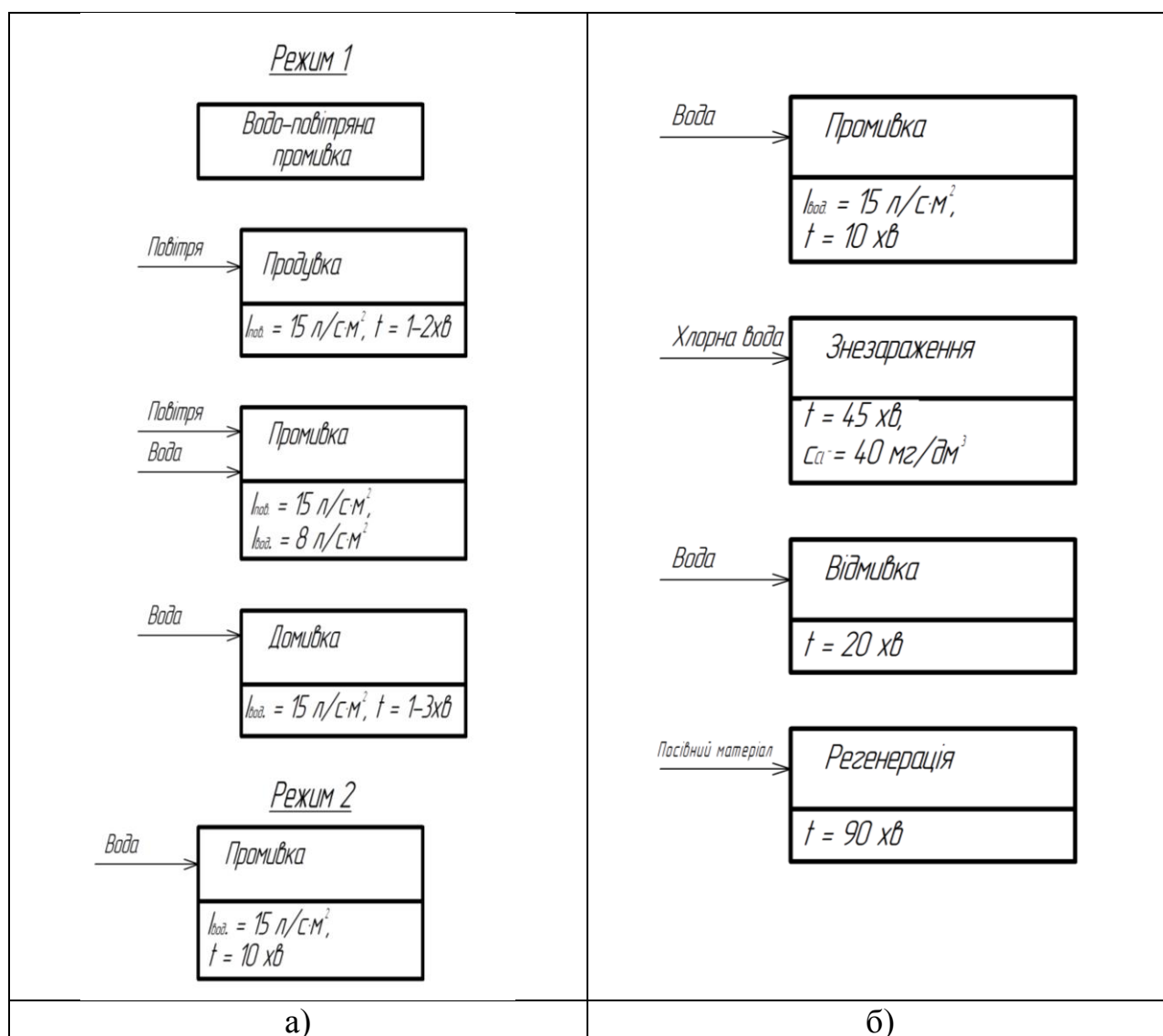


Рис. 3.40. Технологічна блок-схема простої промивки (а) та етапу поглибленої промивки (б) фільтрів знезалізнення та деманганациї води

Можливе апаратне оформлення описаного вище процесу промивки фільтрів представлено на рис. 3.41. За наведеною схемою вода із резервуара Р-2 надходить у нижню частину фільтра Ф-5. З верхньої частини фільтра відводяться промивні води. Повітря для водоповітряної промивки подається через повітродувку П-4. Резервуар Р-2 заповнюється чистою водою із резервуара чистої води Р-6.

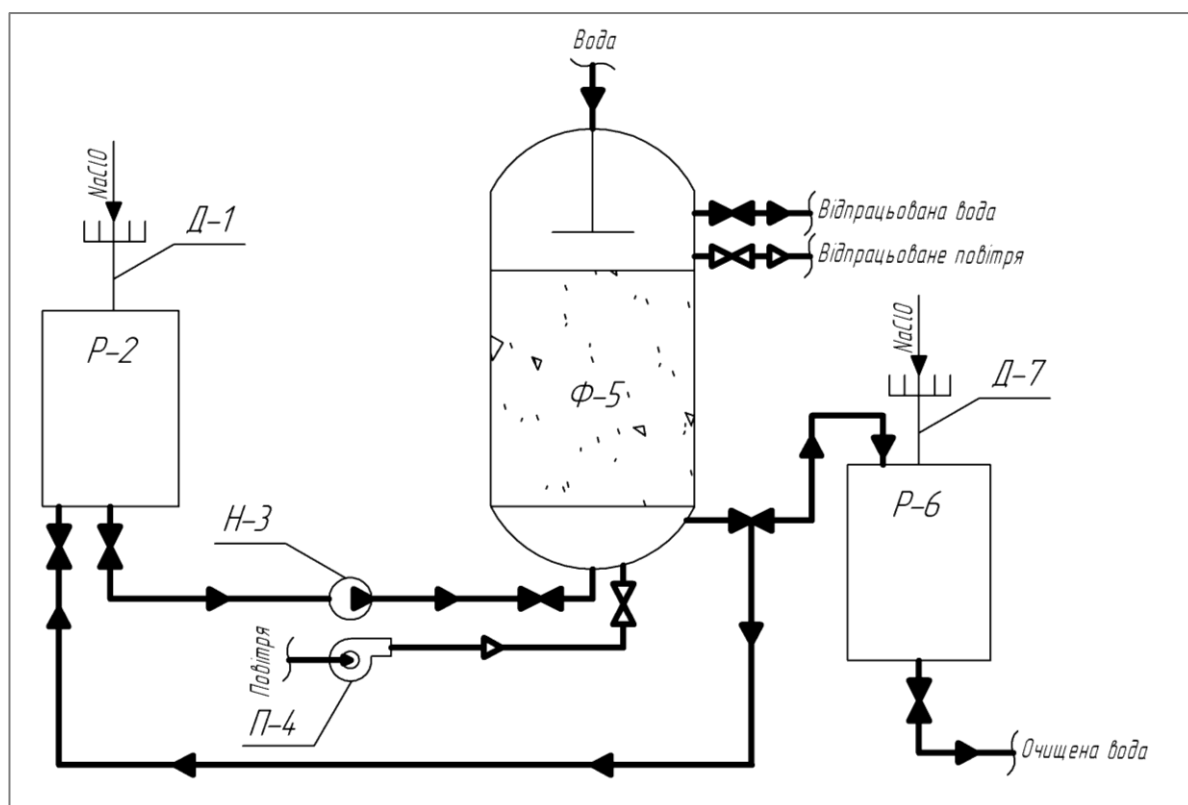


Рис. 3.41. Апаратна реалізація процесу промивки:
Д-1 – дозатор для дезінфектанту; Р-2 – ємність з водою; Н-3 – насос;
П-4 – повітродувка; Ф-5 – фільтр знезалізнення та деманганації;
Р-6 – резервуар чистої води; Д-7 – дозатор для дезінфектанту.

Таким чином, в рамках виконання даного етапу робіт було досліджено режими промивки фільтруючого завантаження фільтрів з урахуванням мікробіологічного фактору процесів знезалізнення/деманганації. Як засвідчали результати експериментів, для вказаних цілей необхідно застосовувати два види промивок: простий (без застосування дезінфікуючих

реагентів) та поглиблений (включає обробку фільтруючого завантаження дезінфектантом).

Простий тип промивки може відбуватися у двох режимах, а саме водоповітряна промивка, яка реалізується у три стадії, та 1-стадійна промивка лише водою. Згідно отриманих даних загальний час промивки фільтру складає: для простої - 10 хв., для поглибленої - 180 хв.

Поглиблений тип промивки, окрім стадії звичайної промивки, включає додаткові стадії знезараження фільтруючого матеріалу, його відмивки від залишків дезінфектанту та регенерації (заселення мікроорганізмами). На стадії промивки може використовуватись один із запропонованих вище режимів.

Потрібна для знезараження доза хлору становить - 40 мг/дм^3 , час експозиції - 45 хв., тривалість відмивки залишків дезінфектанту - 20 хв., регенерація мікроорганізмами - 90 хв. Поглиблена промивка може здійснюватися 1 раз на 4-5 фільтроциклів або у випадку погіршення мікробіологічних показників якості води.

На підставі результатів досліджень розроблено схему пілотної установки для реалізації процесу поглибленої промивки фільтруючого завантаження.

3.9. Відпрацювання методу вторинного знезараження води

Під час виконання робіт, враховуючи важливість процесу фінішного знезараження води перед подачею споживачам, було також досліджено ефективність застосування деяких знезаражуючих реагентів та їх комбінацій.

На основі літературних даних у табл. 3.24 наведено узагальнену оцінку найбільш поширених у практиці водопостачання дезінфікуючих реагентів та методів знезараження води.

Таблиця 3.24. Узагальнені характеристики найбільш відомих технологій знезараження води

Показники/ 1) критерії	Хлор	Діоксид хлору	УФ	Озон	Мікро- фільтрація	Ультра- фільтрація
Безпека	1	1	3	2	3	3
Бактерицидність	2	2	2	2	3	3
Віруліцидність	1	1	2	2	2	2
Протозооцидність	–	–	3	2	3	3
Вторинний ріст	1	1	1	3	–	–
Пролонгуючи ефект	1	2	–	–	–	–
Залишкова токсичність	3	–	–	1	–	–
Утворення побічних продуктів дезінфекції	3	1	–	1	–	–
Поточні витрати	1	1	1	2	3	3
Капітальні витрати	2	2	2	3	3	3

1) Оцінка показника за критеріями: 1- низька, 2 – середня, 3 – висока; - оцінка за даним критерієм відсутня

Усі реагенти, які застосовуються у процесах очищення питної води характеризуються як різною бактерицидною дією, так і різним ступенем токсичності. У табл. 3.25 приведені основні характеристики реагентів, які дозволені для застосування у практиці питного водопостачання, їх відомі переваги та недоліки

Таблиця 3.25. Переваги та недоліки методів знезараження

Реагент	Переваги	Недоліки
Газоподібний хлор (хлорна вода)	<ul style="list-style-type: none"> сильний окисник, сприяє подальшому очищенню води; наявність пролонгуючої дії; побічні продукти ретельно досліджені; мало затратний метод 	<ul style="list-style-type: none"> сильнодіюча отруйна речовина; суворі вимоги до техніки безпеки при застосуванні; утворення побічних продуктів - токсичних хлорорганічних речовин
Гіпохлорит натрію (товарний продукт)	<ul style="list-style-type: none"> сильний окисник; наявність пролонгуючої дії; практично нелетка речовина, менш суворі вимоги до техніки безпеки, ніж до хлорної води 	<ul style="list-style-type: none"> розчин нестійкий - втрати 30 % від початкової концентрації впродовж місяця; може спричиняти осадження кальцію в системі трубопроводів
Гіпохлорит натрію (електролізний)	<ul style="list-style-type: none"> сильний окисник; наявність пролонгуючої дії; практично нелетка 	<ul style="list-style-type: none"> розчин нестійкий - втрати 30 % від початкової концентрації впродовж місяця;

Реагент	Переваги	Недоліки
	речовина, менш суворі вимоги до техніки безпеки, ніж до хлорної води; ▪ не потрібно створювати запас реагенту	♦ може спричиняти осадженню кальцію в системі трубопроводів; ♦ затрати електроенергії на приготування; ♦ необхідність заміни електродів
Діоксид хлору	▪ висока віруліцидна дія; ▪ наявність пролонгуючої дії; ▪ ефективний у низьких дозах; ▪ м'який окисник, не утворює хлорорганічних сполук	♦ високо затратний метод
Озон	▪ висока віруліцидна дія	♦ сильнодіюча отруйна речовина; ♦ відсутність пролонгуючої дії; ♦ сильний окисник, побічні продукти - озоніди; ♦ високо затратний метод
УФ-опромінення	▪ висока віруліцидна дія	♦ відсутність пролонгуючої дії. ♦ ефективність знезараження залежить від прозорості, каламутності, жорсткості води; ♦ високо затратний метод

Враховуючи наведену вище інформацію, а також доцільність використання у технологіях водоочищення різних реагентів і методів знезараження, у подальших досліджень використовувались газоподібний хлор, гіпохлорит натрію (товарний продукт), діоксид хлору (одержаний на установці «Охіперм»), УФ-опромінення, а також їх комбінації.

Оцінка ефективності вказаних реагентів та методів знезараження води здійснювалась шляхом порівняння їх оптимальних доз та досягнутої при цьому величини ефективності знезараження при фільтруванні модельних розчинів (вміст заліза - 3,0-4,5 мг/дм³, мангану 0,3-0,4 мг/дм³), оброблених різними дезінфектантами.

Відповідно до ДСанПіН 2.2.4-171-10 «Гігієнічні вимоги до води питної, призначеної для споживання людиною» величина ЗМЧ у питній воді не

повинно перевищувати величини - 100 КУО/см³. Одержані дані зведені у табл. 3.26 та проілюстровані на рис. 3.42.

Враховуючи, що найбільш поширеними на водоочисних станціях України дезінфікуючими реагентами є газоподібний хлор та гіпохлорит натрію, саме ці реагенти було досліджено більш детально.

Таблиця 3.26. Ефективність знезараження води газоподібним хлором та гіпохлоритом натрію

№	¹⁾ Доза реагенту, мг/дм ³	ЗМЧ, КУО/см ³	Ефективність знезараження, %
1	Вихідна вода	12400	-
Газоподібний хлор			
2	0,25	3100	75,0
3	0,5	1500	87,9
4	0,75	430	96,5
5	1,0	250	97,9
6	1,25	190	98,5
7	1,5	160	98,7
8	2,0	110	99,1
Гіпохлорит натрію			
9	0,1	3200	74,2
10	0,25	2600	79
11	0,4	1800	85,5
12	0,6	1020	91,8
13	0,8	400	96,8
14	1,0	230	98
15	1,1	120	99

¹⁾Дози гіпохлориту натрію та газоподібного хлору визначені за активним хлором.

Узагальнені дані щодо оптимальних доз реагентів, які забезпечують ефективне та надійне знезараження води, отримані протягом досліджень з різними дезінфікуючими реагентами, зведені у табл. 3.27. При цьому, як зазначалось раніше, основним критерієм була можливість досягнення нормативних вимог до якості питної води за мікробіологічними показниками,

найбільш поширеним з яких у практиці водопідготовки є загальне мікробне число (ЗМЧ).

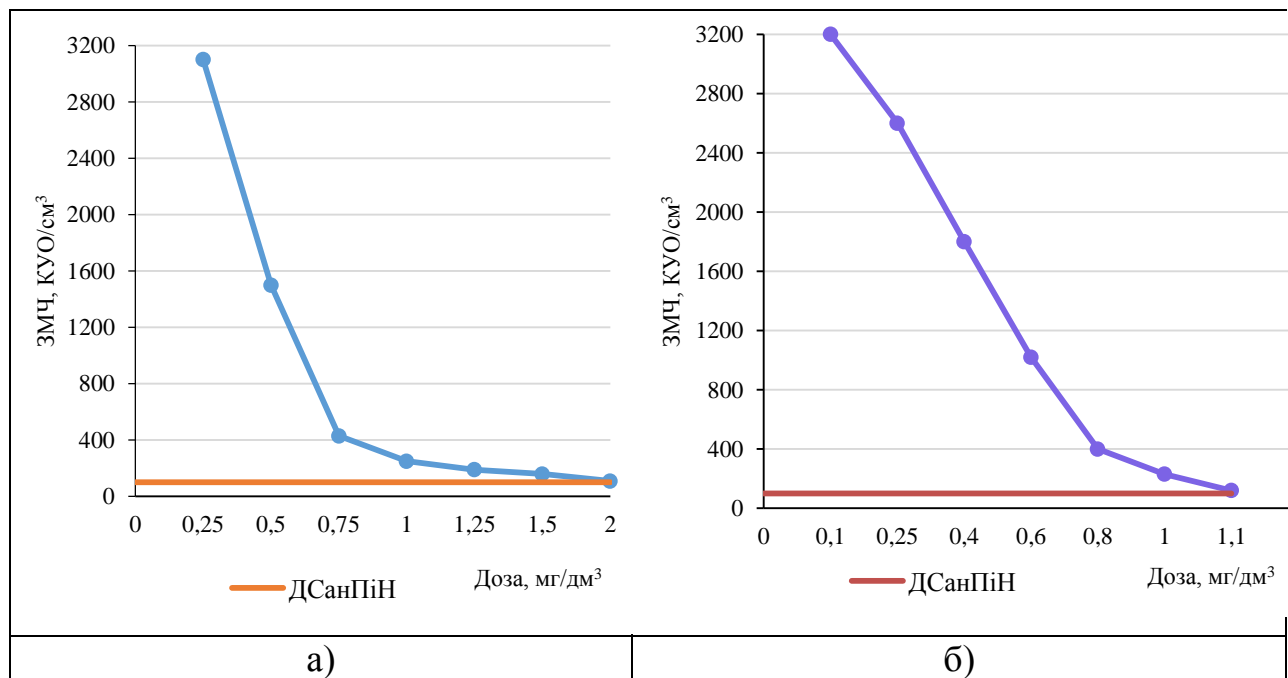


Рис. 3.42. Залежність величини ЗМЧ від дози газоподібного хлору (а) та гіпохлориту натрію (б)

Таблиця 3.27. Дози знезаражуючих реагентів, які забезпечують нормативні вимоги до питної води за ЗМЧ

№	Реагенти	Доза ¹⁾ , мг/дм³
1	Газоподібний хлор	1,25±0,08
2	Гіпохлорит натрію	1,10±0,09
3	Діоксид хлору	0,30±0,02
4	УФ-опромінення	112±2 мДж /см²
5	Гіпохлорит натрію + діоксид хлору	0,50±0,05 + 0,10±0,02
6	Гіпохлорит натрію + УФ-опромінення	0,49±0,05 + 44± 2мДж/см²

В цьому контексті також потрібно зауважити, що для кожного конкретного об'єкту водопостачання оптимальну дозу знезаражуючих реагентів потрібно уточнювати безпосереднього на місці. Доречно також відзначити, що УФ-опромінення на кінцевій стадії водопідготовки через

відсутність пролонгованого бактерицидного ефекту може застосовуватися лише у комбінації з іншим знезаражуючим реагентом, здатним забезпечити бактеріостатичний ефект у системах транспорту питної води.

Згідно проведеного комплексу досліджень для запропонованої технології знезалізнення/деманганації можуть бути залучені реагенти, які зазвичай використовуються на станціях водоочищення для знезараження води. В той же час, враховуючи необхідність застосування концентрованого (привізного) гіпохлориту натрію для знезараження фільтруючого завантаження, найбільш технологічним виявляється застосування гіпохлориту натрію та його комбінацій з УФ або діоксидом хлору.

3.10. Розробка технологічної схеми інтенсифікації процесів знезалізнення і деманганації шляхом внесення культур природних залізобактерій

На підставі результатів проведених досліджень для реалізації біотехнології знезалізнення та деманганації на швидких фільтрах було розроблено дві технологічні схеми знезалізнення/деманганації із використанням природних або селектованих культур мікроорганізмів.

У першій технологічній схемі, структурні компоненти якої представлено на рис. 3.43-3.46), мікроорганізми рр. *Leptothrix* та *Sphaerotillus* після культивування на твердому поживному середовищі змиваються вихідною водою. В отриманому змиві визначається їх чисельність та розраховуються необхідні об'єми суспензій для забезпечення оптимального співвідношення кількості мікроорганізмів (встановлюється лабораторним шляхом для реальної якості вихідної води).

Суміш суспензій вводиться у завантаження фільтра і залишається в ньому протягом 90 хвилин (в залежності від конструктивних особливостей фільтра процес може бути автоматизованим або здійснюватися вручну).

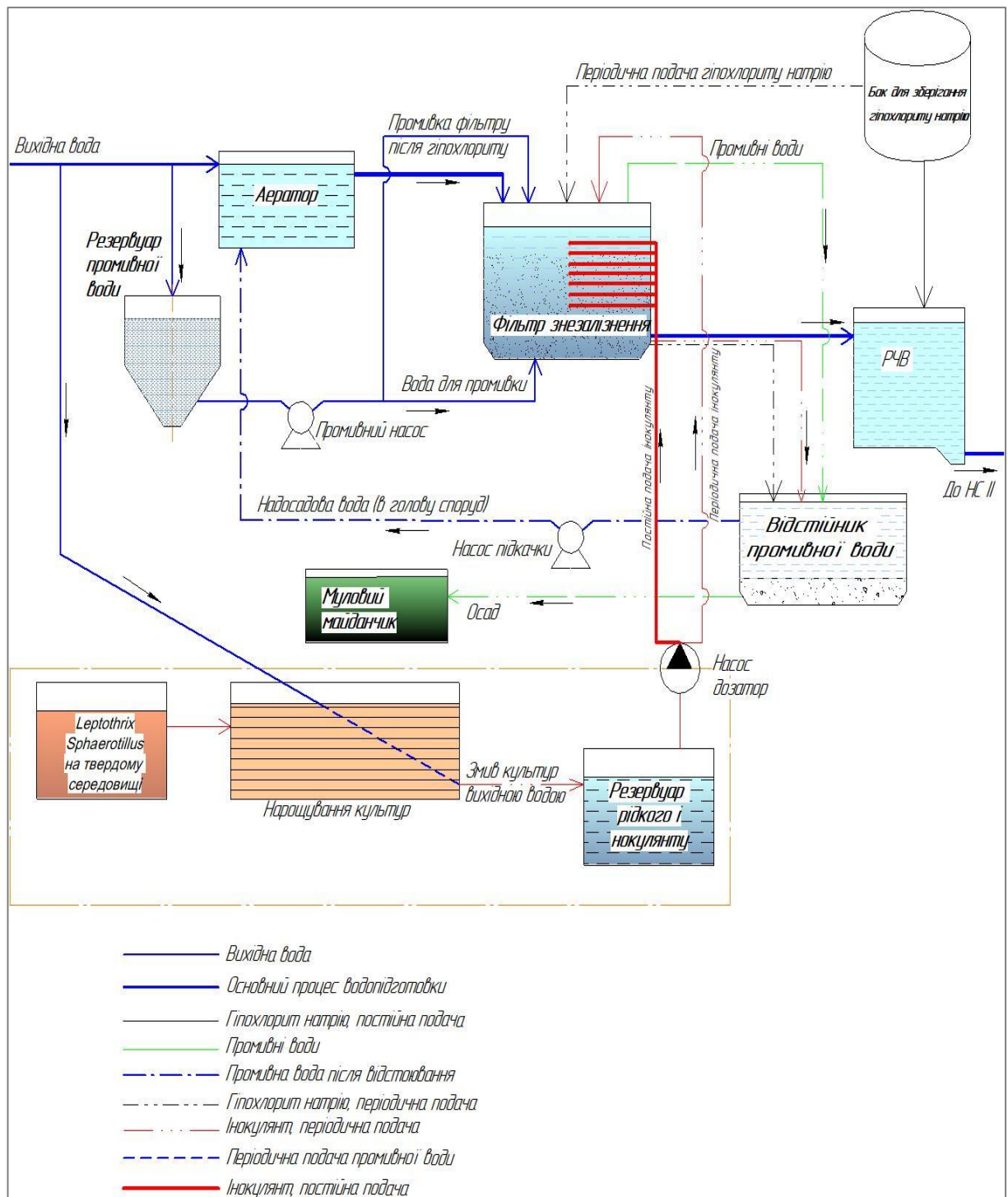


Рис. 3.43. Принципова схема реалізації процесу знезалізнення і деманганзації води з використанням природних культур мікроорганізмів

Далі відпрацьований інокулят скидається в резервуар промивних вод, знезаражується і перекачується у систему обробки промивних вод. Підготовлений таким чином фільтр готовий до експлуатації.

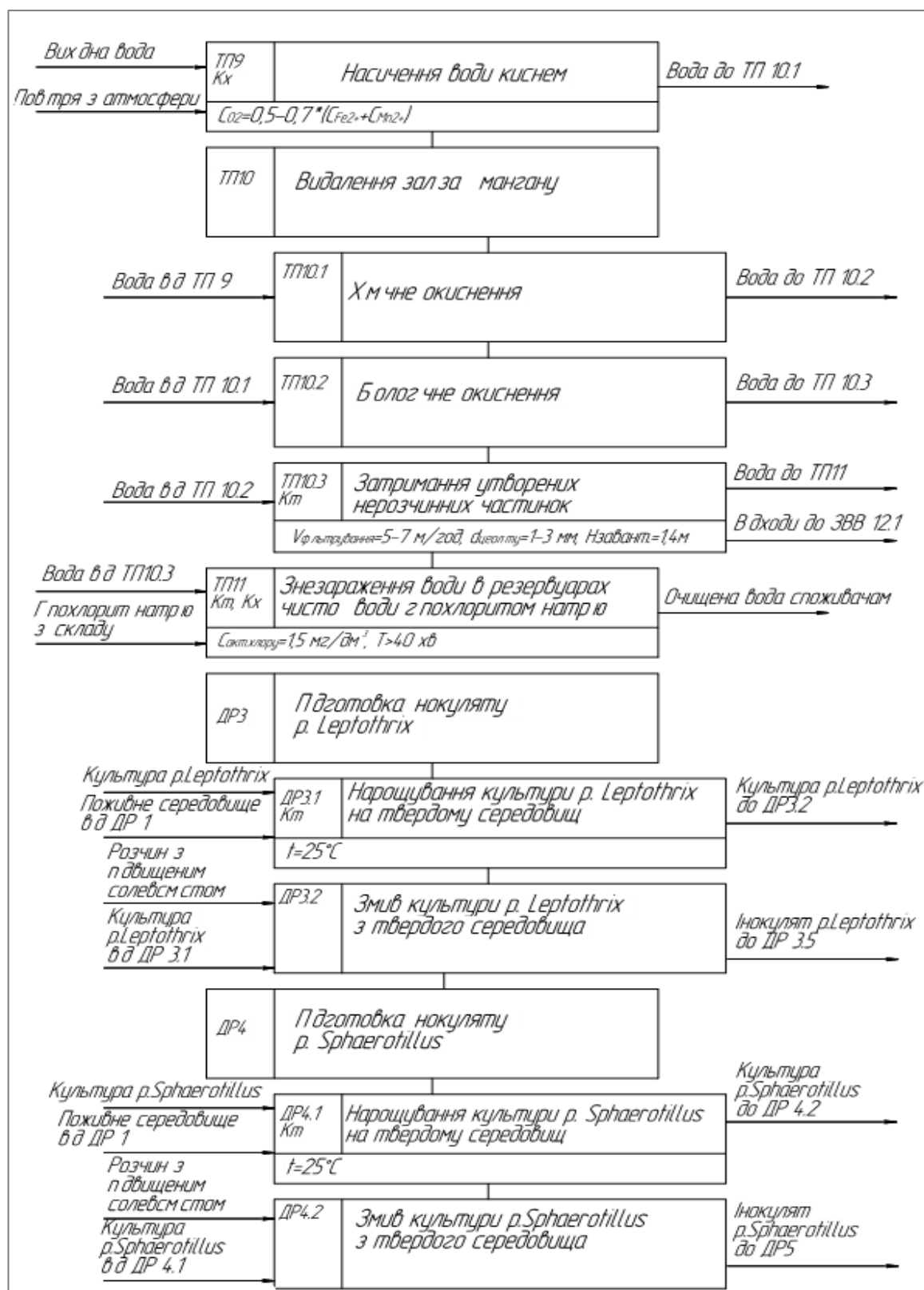


Рис.3.44. Фрагмент технологічної схеми процесу знезалізнення і деманганзації води з використанням природних культур мікроорганізмів.

Основні стадії технологічного процесу

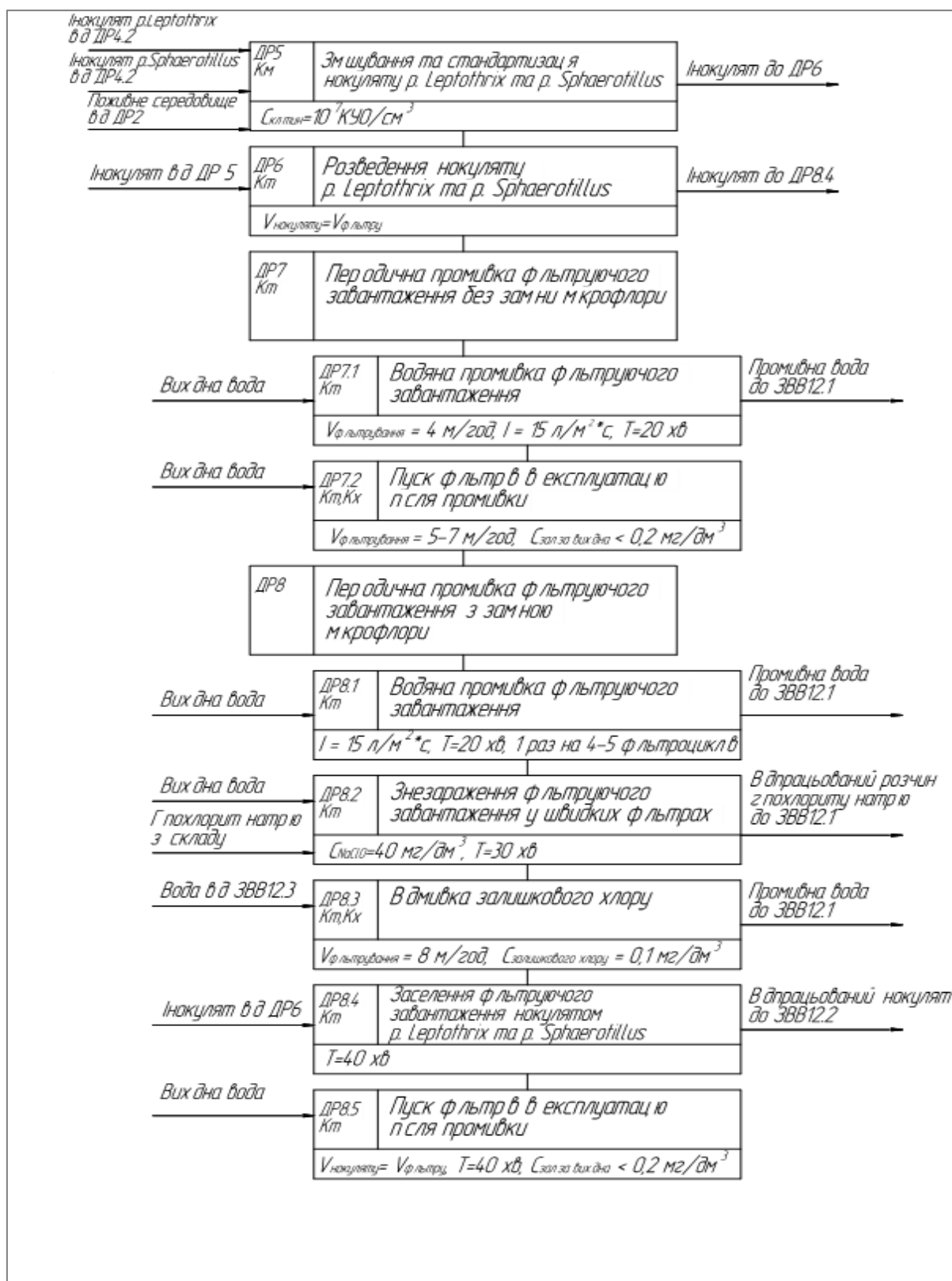


Рис. 3.45. Фрагмент технологічної схеми процесу знезалізнення і деманганзації води з використанням природних культур мікроорганізмів.

Допоміжні роботи

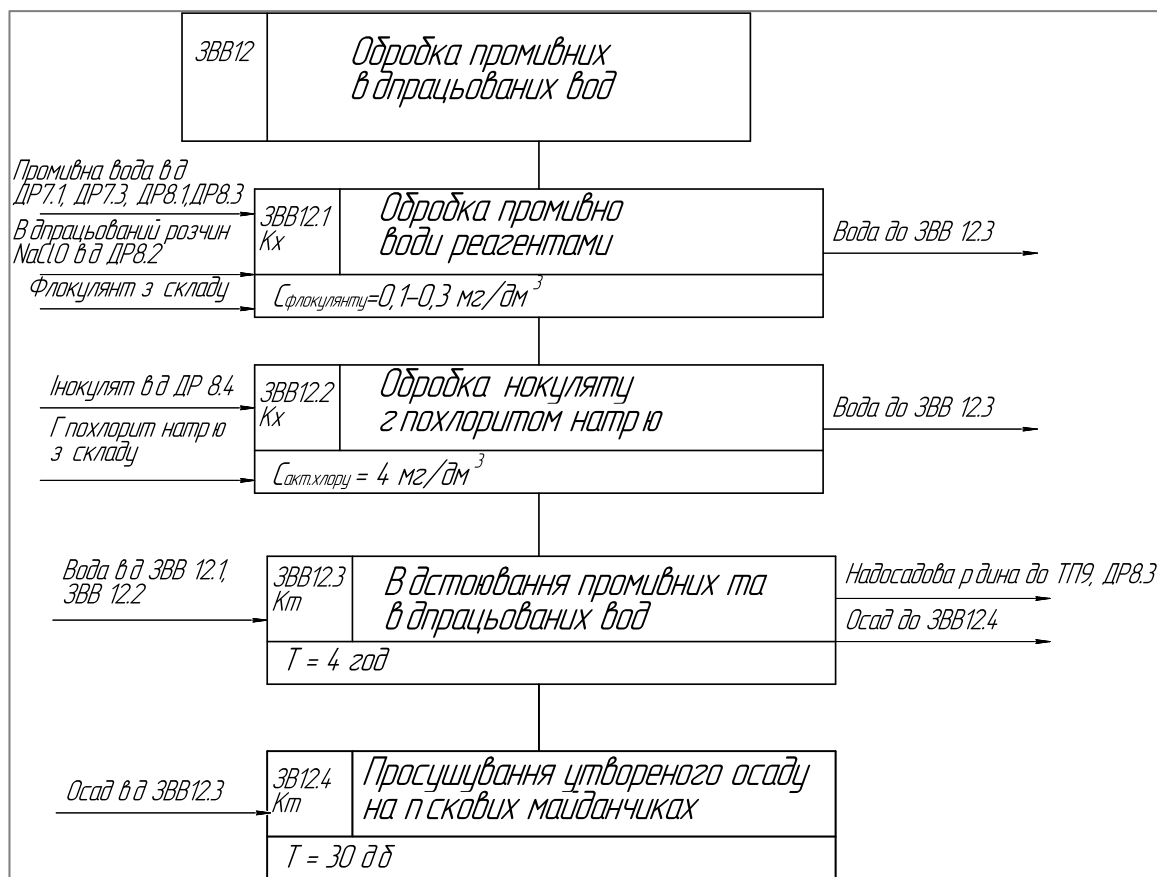


Рис. 3.46. Фрагмент технологічної схеми процесу знезалізнення і деманганатії води з використанням природних культур мікроорганізмів.

Технологічна схема обробки промивних вод

Перед початком фільтрування вихідна вода насичується киснем повітря шляхом спрощеної аерації або за допомогою аератора. При спрощеній аерації введення повітря здійснюється його розпиленням безпосередньо у верхній частині фільтра, при цьому необхідна ефективність аерації досягається правильним підбором конструктивних елементів фільтра. При застосуванні аератора кількість повітря може регулюватися. Вміст розчиненого кисню після аерації контролюється лабораторно або автоматичним датчиком.

Насичена киснем вода подається у верхню частину безнапірних фільтрів і фільтрується зверху до низу через цеолітове завантаження, у товщі якого паралельно перебігає ряд процесів: за рахунок кисню повітря відбувається хімічне окиснення Fe (II) до Fe (III), гідроліз останнього з

утворенням нерозчинних сполук, які затримуються у шарі фільтруючого матеріалу за рахунок адгезії. Поступово на поверхні зерен цеоліту утворюється особлива плівка з нерозчинних гідроксидних сполук заліза, яка підвищує ефективність процесу знезалізнення води (діє як є каталізатор). У той же час, закріплені на поверхні цеоліта мікроорганізми, використовують залізо та манган як субстрат для живлення, сприяючи при цьому їх окисненню. Очищена вода з нижньої частини фільтра подається в резервуар чистої води, де обробляється розчином гіпохлориту натрію для дезінфекції.

У розглянутій вище технологічній схемі швидкість фільтрування має становити - 5-7 м/год, що буде запобігати відриву закріплених на цеоліті мікроорганізмів та їх «вимиванню» із фільтра.

По мірі накопичення у фільтруючому завантаженні видалених забруднень поступово збільшується його опір і виникає необхідність промивки. Остання може бути реалізована водяним або водоповітряним способом. У першому випадку вихідна вода із спеціальної ємності подається насосом у нижню частину фільтра з інтенсивністю $15 \text{ л/с} \cdot \text{м}^2$. Така інтенсивність, як було зазначено раніше, достатня для розпушування завантаження, але не призводить до відриву закріплених на поверхні цеоліту мікроорганізмів.

Для запобігання пошкодження закріплених в завантаженні мікроорганізмів у фільтрі улаштовується спеціальна дренажна система, яка забезпечує рівномірне розподілення води за площею фільтра. Промивна вода через систему лотків збирається у верхній частині фільтра і самотпливом відводиться у приймальний резервуар для обробки промивних вод.

При водоповітряному способі промивки повітря, а потім і вода, також подаються у нижню частину фільтра через дренажну систему із сітчастих пластикових труб з невеликим діаметром отворів. Така конструкція, з одного боку, забезпечує барботування повітря, а з іншого, створює необхідний опір для рівномірного його розподілення по всій довжині труби. Відпрацьоване

повітря відводиться в атмосферу, а промивні води збираються у відповідному резервуарі.

Система обробки промивних вод включає групу відстійників, які працюють у періодичному режимі. За відсутності на водоочисній станції необхідних для цих цілей площ процес відстоювання промивних вод може бути інтенсифікований шляхом застосування коагулянтів (флокулянтів). По завершенню циклу відстоювання (орієнтовно 4-6 годин), освітлена надосадова рідина з відстійника повертається на початкову стадію очищення, а утворений осад періодично скидається на піскові майданчики для просушування.

По мірі «старіння» мікроценозу (4-5 фільтроциклів) відбувається поступове зменшення активності мікроорганізмів, що негативно впливає на ефективність процесу очищення. Тому, після кожної четвертої промивки необхідно здійснювати знезараження фільтруючого шару з наступним відновленням на ньому мікрофлори. Для цього після завершення промивки у фільтр подається вихідна вода та розчин гіпохлориту натрію, об'єми яких розраховані таким чином, щоб забезпечити дозу дезінфектанту біля 40 мг/дм³. По завершенню 30 хвилинної експозиції відпрацьований розчин гіпохлориту натрію скидається в систему обробки промивних вод, фільтр промивається водою з інтенсивністю - 15 л/с·м² протягом 20 хвилин, а промивні води також знаходять на подальшу обробку. Далі фільтр знову обробляється попередньо підготовленим інокулятом культур *Leptothrix* та *Sphaerotillus* протягом 90 хвилин і процес фільтрування повторюється.

3.11. Розробка технологічної схеми інтенсифікації процесів знезалізнення і деманганації шляхом внесення культур селектованих залізобактерій

Друга технологічна схема (рис. 3.47-3.49) відрізняється від першою тим, що для підтримання необхідної кількості селектованих культур

мікроорганізмів у шар фільтруючого завантаження зі спеціальної витратної ємності насосом-дозатором безперервно подається відповідний інокулянт.

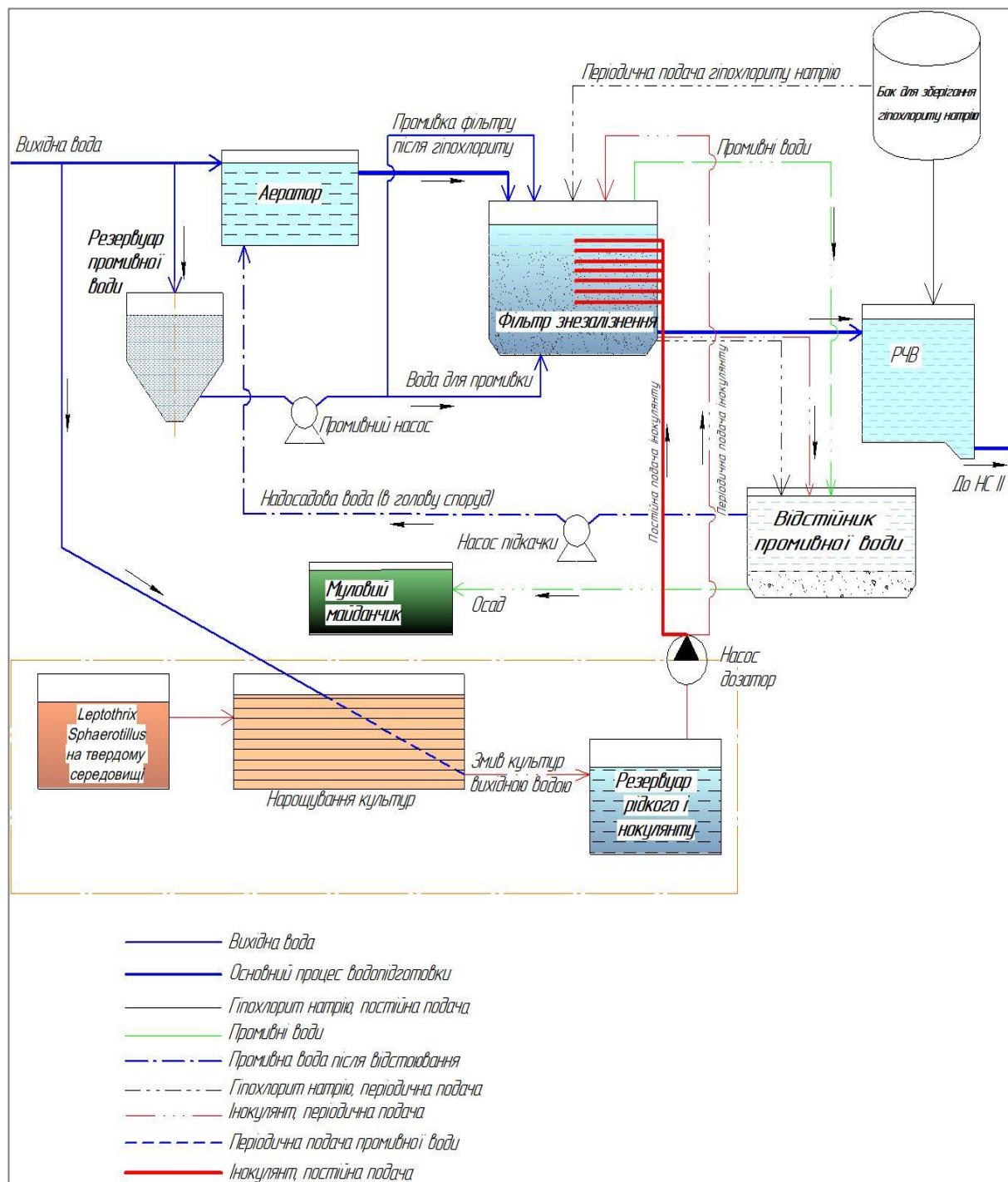


Рис. 3.47. Принципова схема реалізації процесу знезалізнення і деманганациї води з використанням селектованих мікроорганізмів

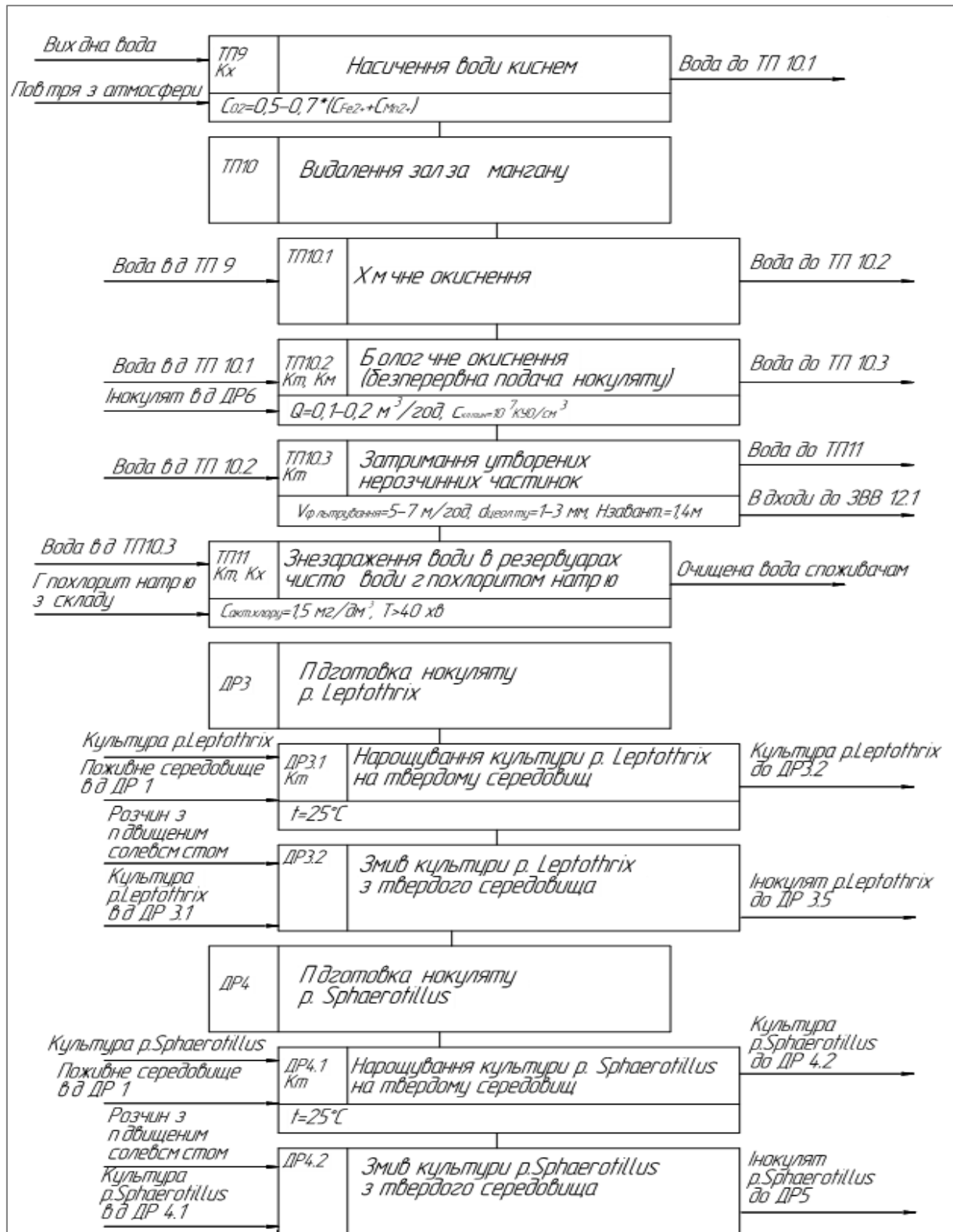


Рис. 3.48. Фрагмент технологічної схеми процесу знезалізнення і деманганізації води з використанням селектованих культур мікроорганізмів.

Основні стадії

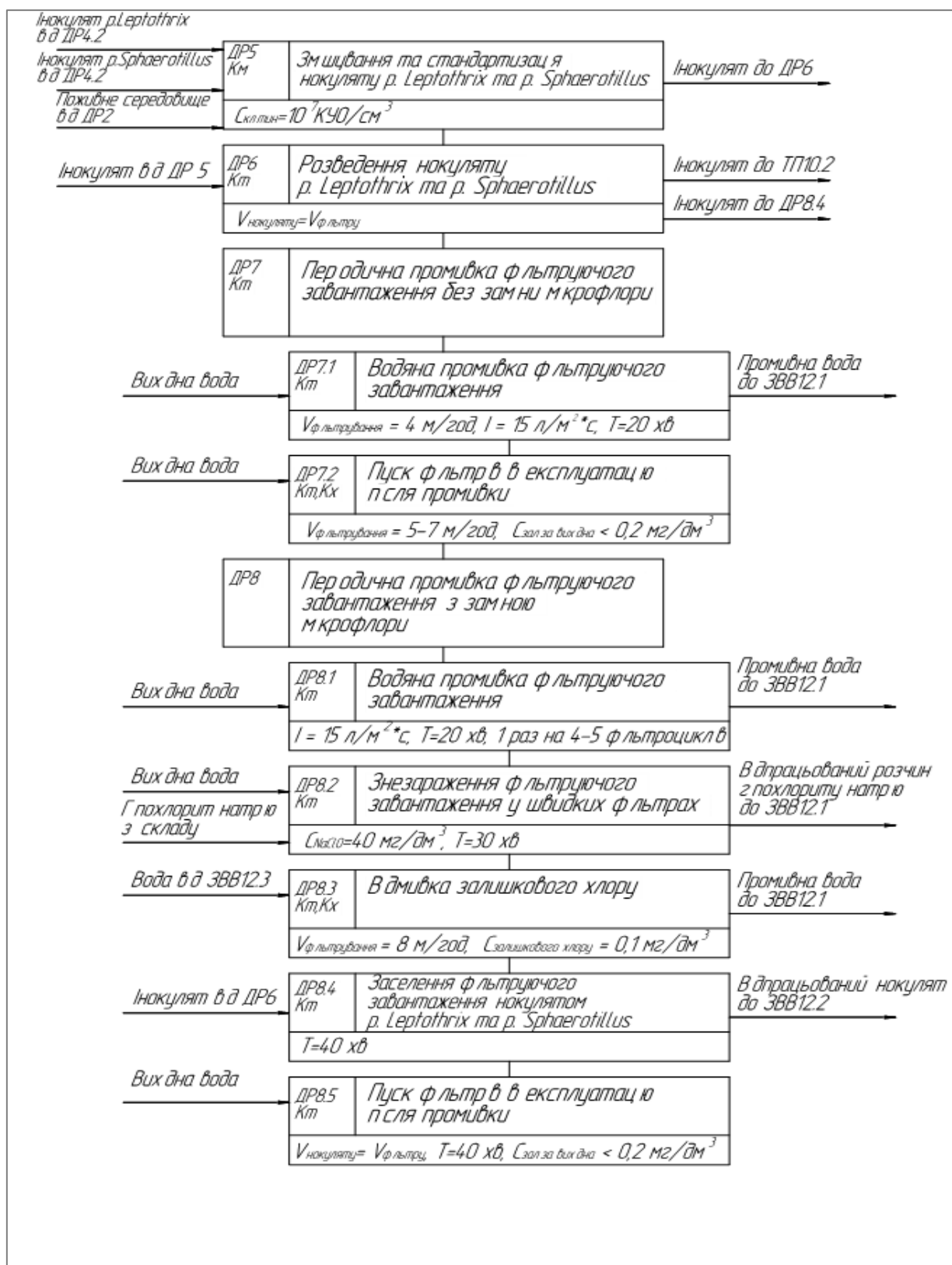


Рис. 3.49. Фрагмент технологічної схеми процесу знезалізнення і деманганзації води з використанням селектованих культур мікроорганізмів.

Допоміжні стадії

3.12. Удосконалення конструкцій швидких фільтрів для забезпечення безперервної подачі інокуляту

Реалізація схеми із застосуванням селектованих культур потребує спеціальної конструкції фільтра для можливості забезпечення безперервної, рівномірної подачі в нього інокуляту. З цією метою у конструкцію швидких фільтрів знезалізнення води ФОВ, які розроблені в нашому інституті (ДП «НДКТИ МГ»), були внесені необхідні зміни (рис. 3.50, 3.51).

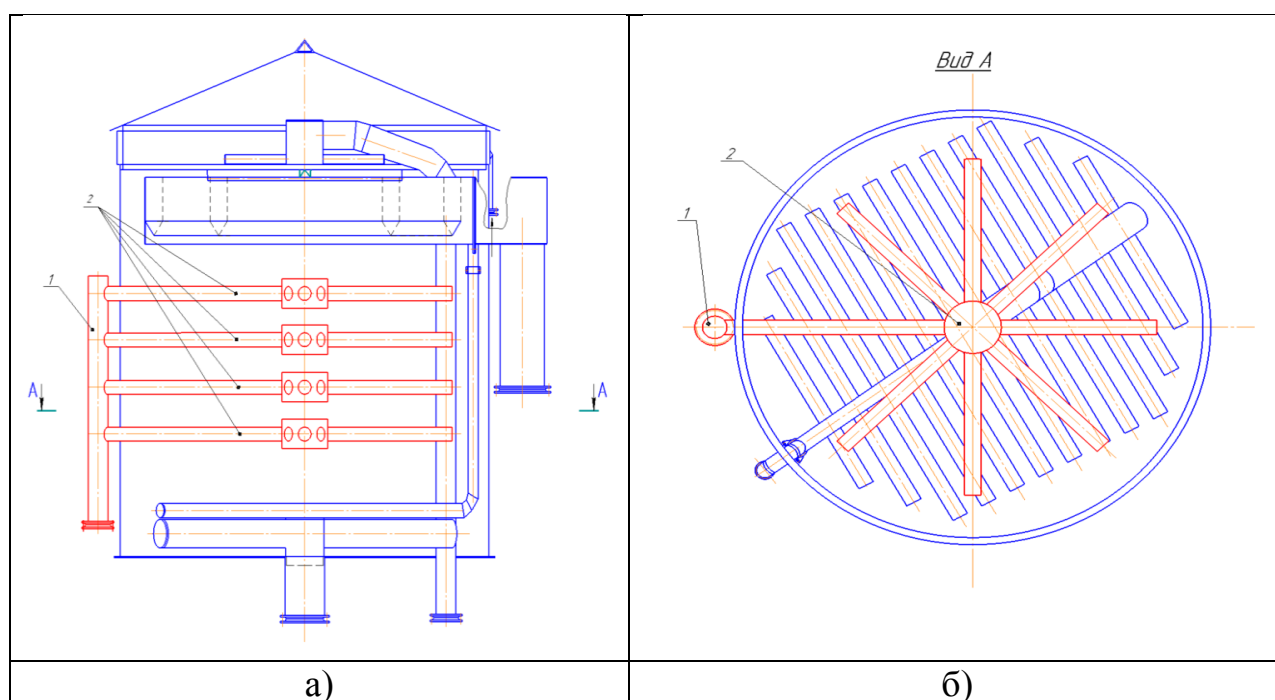


Рис. 3.50. Креслення швидкого фільтра для забезпечення безперервної подачі інокуляту: а) - трубопровід безперервної подачі інокуляту;
б) - розподільна система подачі інокуляту

Для безперервної подачі інокуляту необхідне проектування спеціальної додаткової системи. З урахуванням необхідності введення інокуляту у весь шар фільтруючого завантаження, розроблена система подачі інокуляту являє собою 4 розташовані одна над одною променеві групи, кожна з яких улаштована з пластикових трубопроводів зі спеціальними отворами для

На насосі-дозаторі для подачі інокуляту установлюється тиск, достатній для запобігання зворотному току води з фільтра у витратну ємність. На випадок відключення насоса-дозатора передбачений відповідний клапан.

За результатами роботи виготовлено креслення для фільтра діаметром 2 м, але дана конструкторська документація може бути застосована як базова для розробки фільтрів інших типорозмірів.

3.13. Приклади апаратурної реалізації запропонованих технологічних схем

Можливі різні варіанти апаратурної реалізації запропонованих технологічних схем в залежності від загальної продуктивності водоочисної станції, де буде здійснюватися її впровадження.

В даному розділі наведено найбільш типові варіанти реалізації для станції продуктивністю 1000, 10000 та 50000 м³/добу - з використанням природних культур та схема на 10000 м³/добу - з використанням селектованих культур мікроорганізмів (рис. 3.52-3.54).

Відповідно до п. 10.12.4 ДБН В2.5-74:2013 «Водопостачання. Зовнішні мережі та споруди», загальну площу фільтрів F_{ϕ} м² рекомендується визначати з урахуванням швидкості фільтрування при нормальному режимі, питомих витрат води на промивку і часу простою при її проведенні за наступною формулою:

$$F_{\phi} = \frac{Q}{T_{ст} v_H - n_{np} q_{np} - n_{np} \tau_{np} v_H}$$

де: Q – корисна продуктивність станції, м³/добу;

$T_{ст}$ – тривалість роботи станції протягом доби, год;

v_H – розрахункова швидкість фільтрування при нормальному режимі, м/год, приймається за таблицею 21 ДБН В2.5-74:2013;

$n_{\text{пр}}$ – кількість промивань одного фільтра за добу при нормальному режимі експлуатації;

$q_{\text{пр}}$ – питома витрата води на одне промивання одного фільтра, $\text{м}^3/\text{м}^2$, яку слід розраховувати з урахуванням п. 10.12.15 ДБН В2.5-74:2013;

$t_{\text{пр}}$ – час простою фільтра в зв'язку з промиванням, приймається для фільтрів, які промиваються водою, – 0,33 год, водою та повітрям – 0,5 год.

За умови цілодобового режиму роботи станції водопідготовки з 2 водяними промивками фільтра на добу з інтенсивністю $15 \text{ л}/\text{м}^2\text{с}$ та швидкістю фільтрування в нормальному режимі - $7 \text{ м}/\text{год}$, можна розрахувати необхідну корисну площу швидких фільтрів для продуктивності станції $1000 \text{ м}^3/\text{добу}$, $10\,000 \text{ м}^3/\text{добу}$ та $50\,000 \text{ м}^3/\text{добу}$. Розрахунок наведено у табл. 3.28.

Таблиця 3.28. Розрахунок площі фільтрів

Показник	Од. вимірювань	Значення		
Корисна продуктивність	$\text{м}^3/\text{добу}$	1000	10000	50000
Робота станції протягом доби	год.	24	24	24
Швидкість фільтрування у звичайному режимі	$\text{м}/\text{год}$	7	7	7
Кількість промивок	од./добу	2	2	2
Витрати на 1 промивку	$\text{м}^3/\text{м}^2$	18	18	18
Час простою фільтра	год	0,33	0,33	0,33
Розрахункова загальна площа	м^2	7,85	78,51	392,53

Кількість фільтрів визначається відповідно до п. 10.12.5 вказаних ДБН. Таким чином, кількість фільтрів для станції продуктивністю $1000 \text{ м}^3/\text{добу}$ становить - 4 од., для станції продуктивністю $10\,000 \text{ м}^3/\text{добу}$ - 5 од., для станції продуктивністю $50\,000 \text{ м}^3/\text{добу}$ - 10 од.

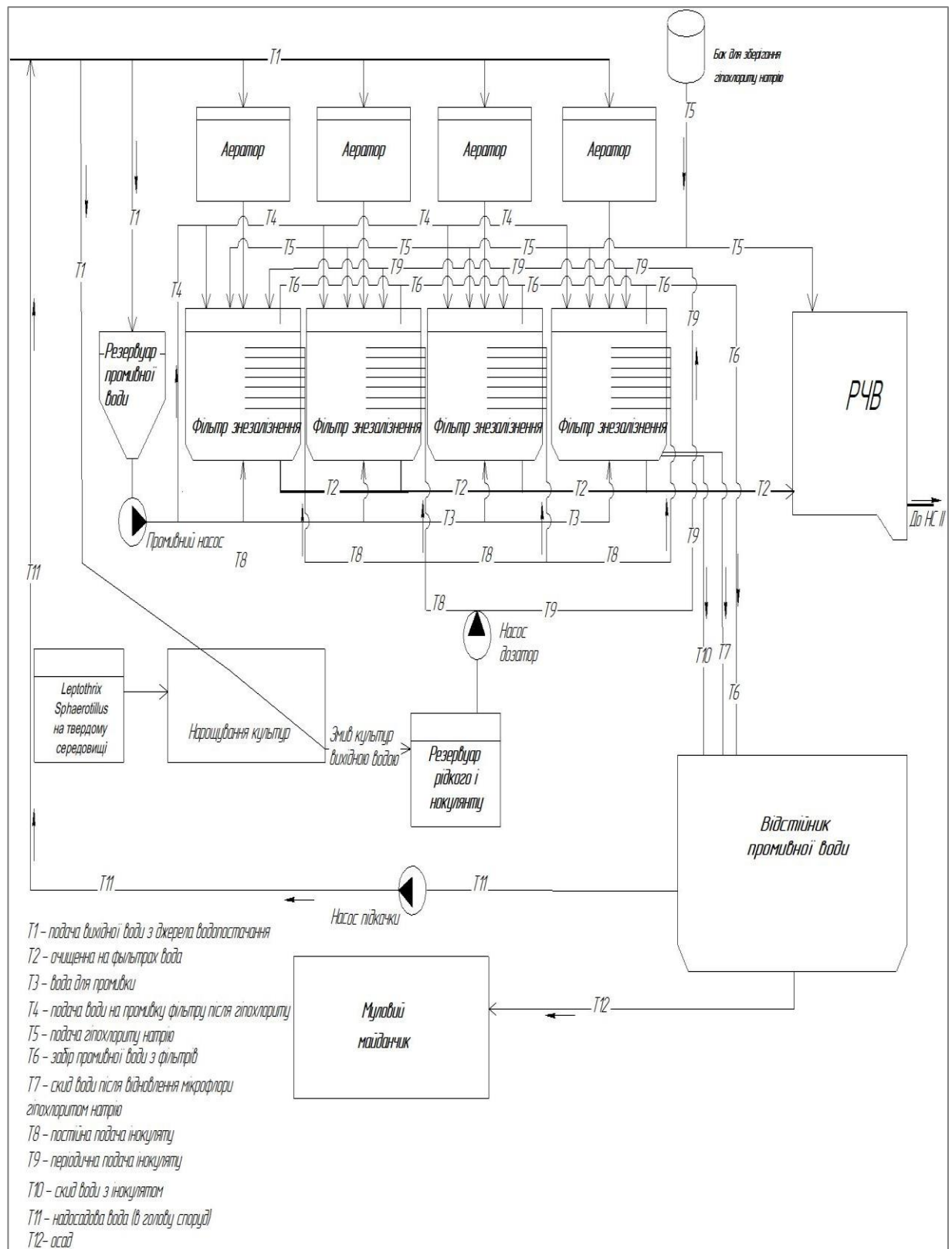


Рис. 3.52. Апаратурна схема біотехнології знезалізнення і деманганзації з продуктивністю 1000 м³/добу.

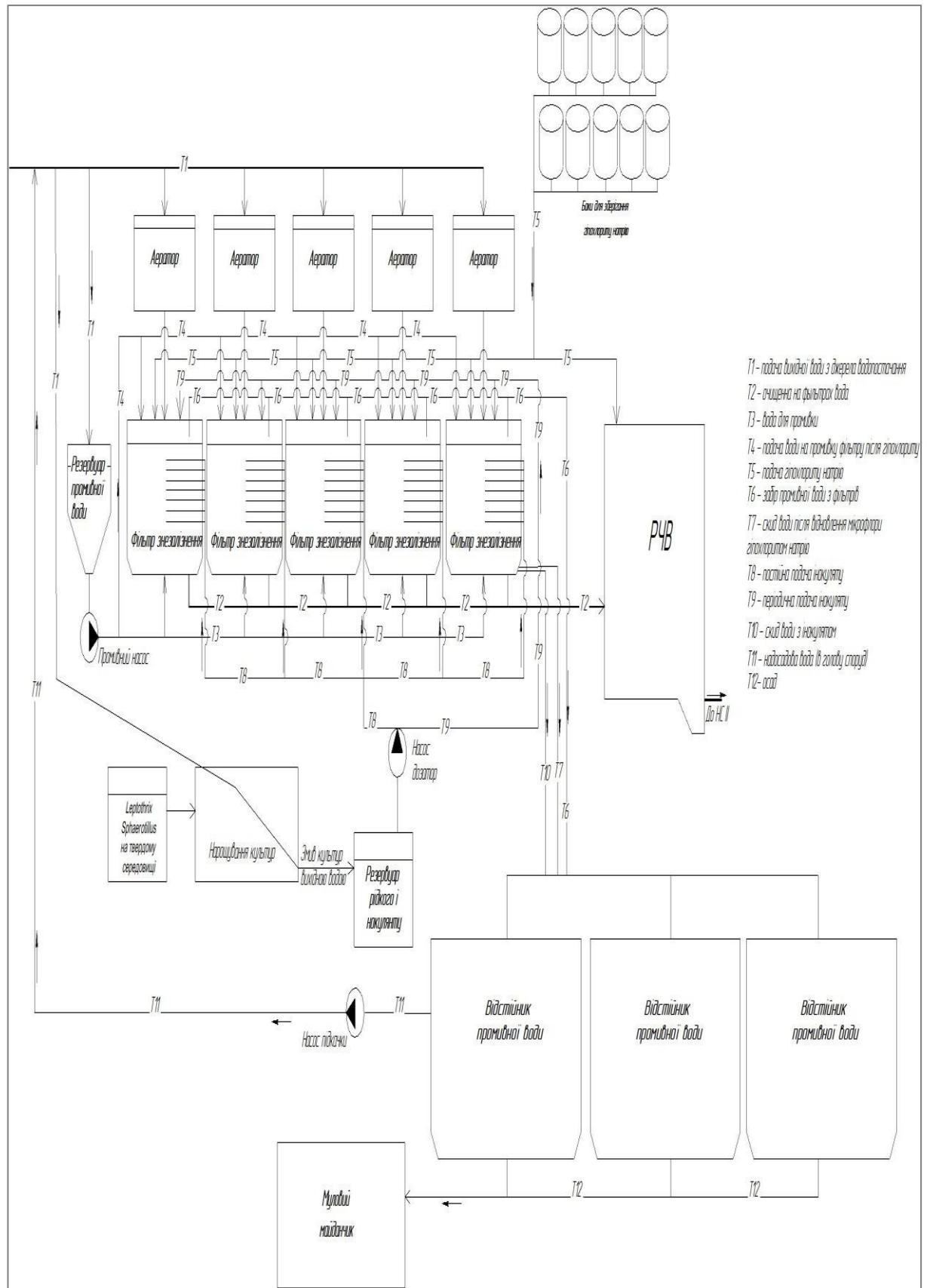


Рис. 3.53. Апаратурна схема біотехнології знезалізнєння і деманганції з продуктивністю 10000 м³/добу

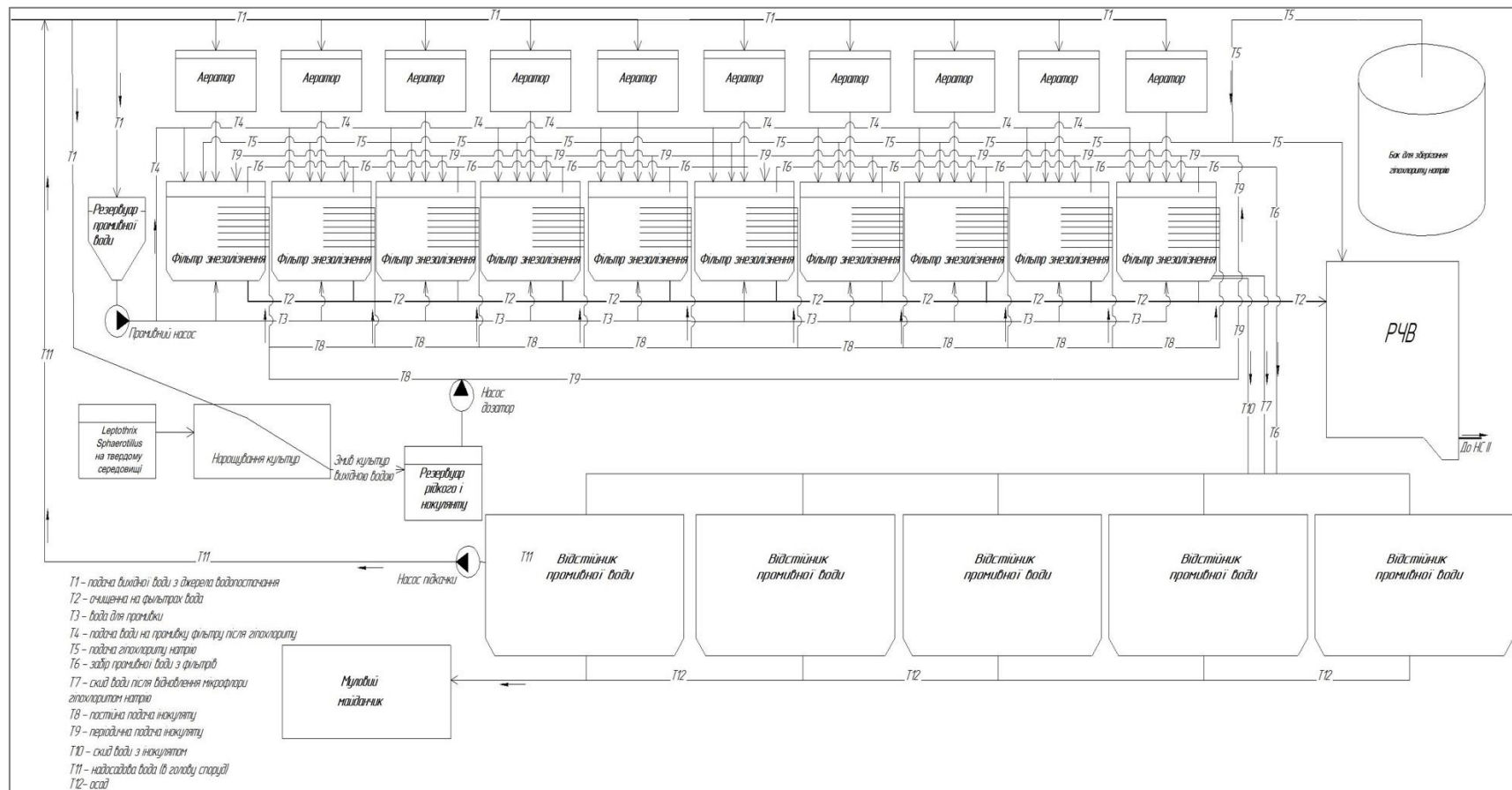


Рис. 3.54 Апаратурна схема біотехнології знезалізнення і деманганції з продуктивністю 50000 м³/добу

Перевірити правильність підбору обладнання можна за формулою 3.1.

$$v_{\phi} = \frac{v_n N_{\phi}}{(N_{\phi} - N_1)} \quad (3.1)$$

де v_{ϕ} – швидкість фільтрування при форсованому режимі, м/год, яка повинна бути не більше зазначено в табл. 21 ДБН В2.5-74:2013;

N_{ϕ} – кількість фільтрів, од.;

N_1 – кількість фільтрів, що одночасно знаходяться у ремонті (на промивці), од.

Для станцій водоочищення в залежності від її продуктивності вказане значення буде становити:

- для продуктивності 1000 м³/добу:

$$v_{\phi} = \frac{7 \cdot 4}{(4 - 1)} = 9,33 \text{ м/год,}$$

для продуктивності 10000 м³/добу:

$$v_{\phi} = \frac{7 \cdot 5}{(5 - 1)} = 8,75 \text{ м/год,}$$

для продуктивності 50000 м³/добу:

$$v_{\phi} = \frac{7 \cdot 10}{(10 - 1)} = 7,78 \text{ м/год,}$$

що відповідає вимогам табл. 21 ДБН В2.5-74:2013 (для фракції кварцового піску 0,7-1,6 мм).

Приймаючи, що на станції продуктивністю 1000 м³/добу встановлено фільтри циліндричної форми, діаметр одного фільтра за формулою розраховується за формулою 3.2:

$$d = \sqrt{\frac{4 \cdot S_i}{\pi}} = \sqrt{\frac{4 \cdot 1,96}{3,14}} = 1,6 \text{ м} \quad (3.2)$$

де S_i – корисна площа одного фільтра, м².

На станції продуктивністю 10 000 м³/добу встановлено фільтри квадратної форми розмірами 4х4 м; продуктивністю 50 000 м³/добу - встановлено фільтри прямокутної форми розмірами 6х6,5 м.

У кожному випадку передбачається водяна промивка фільтрів, інтенсивністю 15 л/с м² та тривалістю 20 хв. За таких умов витрати води на 1 промивку 1 фільтра складатимуть: для станції продуктивністю 1000 м³/добу – 35,33 м³; продуктивністю 10000 м³/добу – 282,62 м³; продуктивністю 50000 м³/добу – 706,55 м³. Обсяги промивної води за добу відповідно становитимуть: 282,62, 2826,2 та 14131 м³/добу.

Потужність промивного насосу на станціях водопідготовки можна розрахувати виходячи з інтенсивності промивки фільтрів та їх корисної площі за формулою 3.3:

$$Q = 3,6 \cdot I \cdot f_1 \quad (3.3)$$

де I – інтенсивність промивки, л/(с*м²);

f_1 – корисна площа одного фільтра, м².

3,6 – коефіцієнт переведу л/с у м³/год.

Згідно розрахунку потужність промивного насосу складатиме: для станції продуктивністю 1000 м³/добу – 106 м³/год; продуктивністю 10000 м³/добу – 848 м³/год; продуктивністю 50000 м³/добу – 2120 м³/год.

Для забезпечення безперервного знезараження питної води на водоочисній станції, необхідно передбачити приміщення для складування привозного гіпохлориту натрію. Об'єми реагенту, який одночасно перебуватиме на складі, повинні відповідати запасу на 15 діб. Крім того, необхідно врахувати обсяги гіпохлориту натрію, які необхідні для відновлення мікрофлори у швидких фільтрах (промивка фільтрів після кожного 4 фільтроциклу з дозою реагенту 40 мг/дм³).

Розрахунок необхідної кількості реагенту проводиться за формулою 3.4:

$$V = q \cdot 24 \cdot 15 + q_v \cdot N \cdot 15/n \quad (3.4)$$

де q - витрата гіпохлориту натрію для знезараження питної води, кг/год;

q_v – витрата гіпохлориту натрію на відновлення мікрофлори в 1 фільтрі, кг;

N – кількість фільтрів на станції, од.;

n – кількість промивок фільтра за 1 добу, од.;

24 – кількість робочих годин фільтра за добу, год;

15 – кількість діб на які розраховується запас реагенту, діб.

Таким чином, згідно розрахунку необхідний запас гіпохлориту натрію для забезпечення роботи станції протягом 15 діб становитиме: для станції продуктивністю 1000 м³/добу – 26 кг; продуктивністю 10000 м³/добу – 260 кг; продуктивністю 50000 м³/добу – 1300 кг.

На сайтах постачальників привізного гіпохлориту натрію можна обрати тару в якій буде завозитись реагент. Враховуючи, що є пакування привізного гіпохлориту зазвичай відвантажується по 26 та по 1300 кг, для станції продуктивністю 1000 м³/добу необхідна 1 ємність на складі на 26 кг; продуктивністю 10000 м³/добу – 10 ємностей на 26 кг; продуктивністю 50000 м³/добу - 1 ємність на 1300 кг.

3.14. Апробація розробленої технології

Апробація розробленої технології була здійснена на реальних підземних водах та на модельних розчинах. Отримані при цьому результати зведені у табл. 3.29-3.30.

Таблиця 3.29. Ефективність видалення заліза при застосуванні швидких фільтрів з внесенням культур залізобактерій

Проба води	Тип культури	Концентрація заліза, мг/дм ³		Ефективність, %
		на вході	на виході	
Підземна вода (Фастів)	Природні	9,1±0,2	0,47±0,03	94±2

Проба води	Тип культури	Концентрація заліза, мг/дм ³		Ефективність, %
		на вході	на виході	
Підземна вода (Хорошів)	Природні	22,8±0,2	0,33±0,02	99±2
	Селектовані	22,8±0,1	0,19±0,01	99±2
Підземна вода (Львів)	Природні	4,2±0,1	0,10±0,01	98±2
Модельний розчин	Природні	15±0,1	0,70±0,08	95±2
	Селектовані	15±0,1	0,20±0,01	99±2
Модельний розчин	Природні	25±0,1	1,40±0,18	94±2
	Селектовані	25±0,1	0,42±0,03	98±2

Таблиця 3.30. Ефективність видалення мангану при застосуванні швидких фільтрів з внесенням культур залізобактерій

Проба води	Тип культури	Концентрація мангану, мг/дм ³		Ефективність, %
		на вході	на виході	
Підземна вода (Фастів)	Природні	відс.	відс.	-
Підземна вода (Хорошів)	Природні	0,84±0,02	0,11±0,01	98±2
	Селектовані	0,85±0,02	0,04±0,01	95±2
Підземна вода (Львів)	Природні	відс.	відс.	
Модельний розчин	Природні	1,50±0,05	0,25±0,02	83±2
	Селектовані	1,50±0,05	0,04±0,01	97±2
Модельний розчин	Природні	2,00±0,10	0,58±0,02	71±2
	Селектовані	2,00±0,10	0,11±0,01	94±2

Як засвідчали представлені вище результати, в залежності від якості вихідної води ефективність видалення з води заліза природними культурами мікроорганізмів становила - 94-99 %, мангану – 71-87 %. При застосуванні селектованих культур мікроорганізмів ефективність зниження заліза в очищеній воді досягала - 98-99 %, мангану - 94-97 %.

Такі результати відкривають широкі перспективи для застосування розробленого біотехнологічного методу в процесах підготовки питної води на водопровідних станціях України, оскільки, насамперед, дозволяють видаляти сполуки мангану без застосування високовартісних реагентів.

3.15. Інтенсифікація технології шляхом використання додаткових окисників

Подальша інтенсифікація запропонованої технології можлива, наприклад, через застосування додаткових окисників. Такі дослідження були здійснені шляхом фільтрування через цеоліт, який попередньо заселявся чистою культурою мікроорганізмів р. *Leptothrix*, а також змішаними культурами мікроорганізмів р. *Leptothrix* та р. *Sphaerotillus*, виділених раніше. Інокулюція завантаження перед проведенням експериментів відбувалась змиттям з твердого поживного середовища колоній мікроорганізмів.

Модельні розчини були приготовані на підземній воді зі штучним доведенням вмісту заліза та мангану до наступних значень: розчин № 1 – $10 \text{ мг/дм}^3 \text{ Fe(II)}$; розчин № 2 – $2 \text{ мг/дм}^3 \text{ Mn(II)}$; розчин №3 – $5 \text{ мг/дм}^3 \text{ Fe(II)}$ + $2 \text{ мг/дм}^3 \text{ Mn(II)}$.

У першій серії експериментів модельні розчини оброблялись озоном, у другій - розчином перекису водню, концентрація обох реагентів становила - 1 мг/дм^3 . Вказані модельні розчини фільтрувались через завантаження, заселені чистою та змішаною культурами в режимах, близьких до оптимального.

Контролем для оцінки воиву окисників були показники вмісту заліза та мангану, визначені після фільтрування модельних розчинів, не оброблених окисниками; режими фільтрування у контрольних та досліджуваних розчинах були тотожними. Одержані результати наведені у табл. 3.31.

За одержаними експериментальними даними було розраховано ефективність видалення заліза та мангану під час фільтрування модельних розчинів з додаванням окисників (перекису водню та озону) через незаселений та заселений різними мікроорганізмами цеоліт, що відображено через діаграми на рис. 3.55-3.57.

Таблиця 3.31. Результати досліджень із застосуванням додаткових окисників

Концентрація окисника	Концентрація на вході, мг/дм ³		Концентрація на виході, мг/дм ³	
	Fe (II)	Mn(II)	Fe (II)	Mn(II)
	необроблене завантаження			
За відсутності окисника	10	-	0,66	-
	-	2	-	0,97
	5	2	0,2	0,96
Перекис водню, 1 мг/дм ³	10	-	0,67	-
	-	2	-	0,94
	5	2	0,14	0,96
Озон, 1 мг/дм ³	10	-	0,65	-
	-	2	-	0,74
	5	2	0,14	0,88
	завантаження, оброблене р. <i>Leptothrix</i>			
За відсутності окисника	10	-	1,5	-
	-	2	-	0,87
	5	2	0,11	0,58
Перекис водню, 1 мг/дм ³	10	-	0,51	-
	-	2	-	0,16
	5	2	0,10	0,19
Озон, 1 мг/дм ³	10	-	0,51	-
	-	2	-	0,19
	5	2	0,09	0,19
	завантаження, оброблене змішаною популяцією р. <i>Leptothrix</i> та р. <i>Sphaerotillus</i>			
За відсутності окисника	10	-	0,34	-
	-	2	-	0,40
	5	2	0,12	0,12
Перекис водню, 1 мг/дм ³	10	-	0,3	-
	-	2	-	0,21
	5	2	5	0,12
Озон, 1 мг/дм ³	10	-	0,31	-
	-	2	-	0,23
	5	2	5	0,12

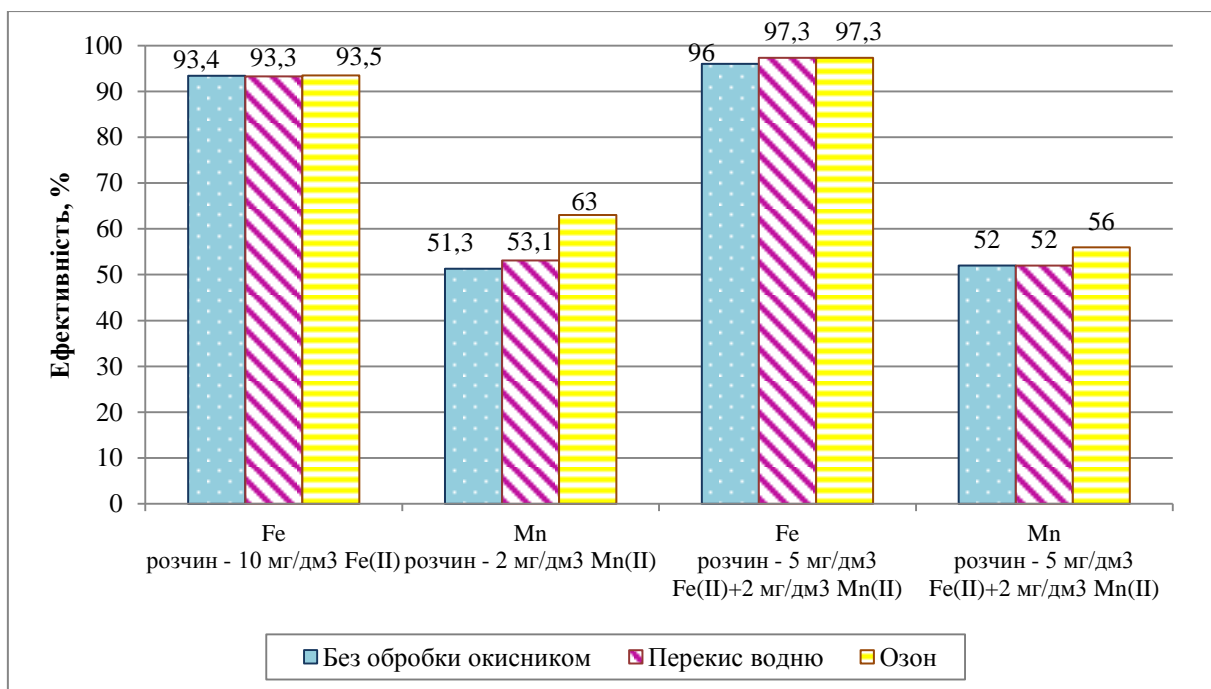


Рис. 3.55. Ефективність видалення заліза та мангану при фільтруванні модельних розчинів через незаселений мікроорганізмами цеоліт

Як видно з рис. 3.55, при фільтруванні модельних розчинів через цеоліт, незаселений мікроорганізмами, додавання вищевказаних окисників практично не впливало на ефективність видалення заліза та мангану: для заліза цей показник дорівнював біля 93-97 %, мангану - 51-56 %.

При використанні фільтруючого матеріалу, попередньо заселеного чистою культурою мікроорганізмів р. *Leptothrix* з додаванням перекису водню та озону (рис. 3.56), ефективність вилучення заліза та мангану була вищою, ніж при застосуванні незаселеного мікроорганізмами цеоліту (за таких самих режимів фільтрування). Для заліза цей показник сягав майже 95 % - для модельного розчину лише із залізом та понад 98 % - для модельного розчину із залізом та марганцем.

Ефективність видалення мангану без обробки окисниками у модельному розчині, що не містив заліза, залишалась низькою – 56,5 %. При сумісній присутності заліза та мангану ефективність видалення останнього також була невисокою – 71,1 %.

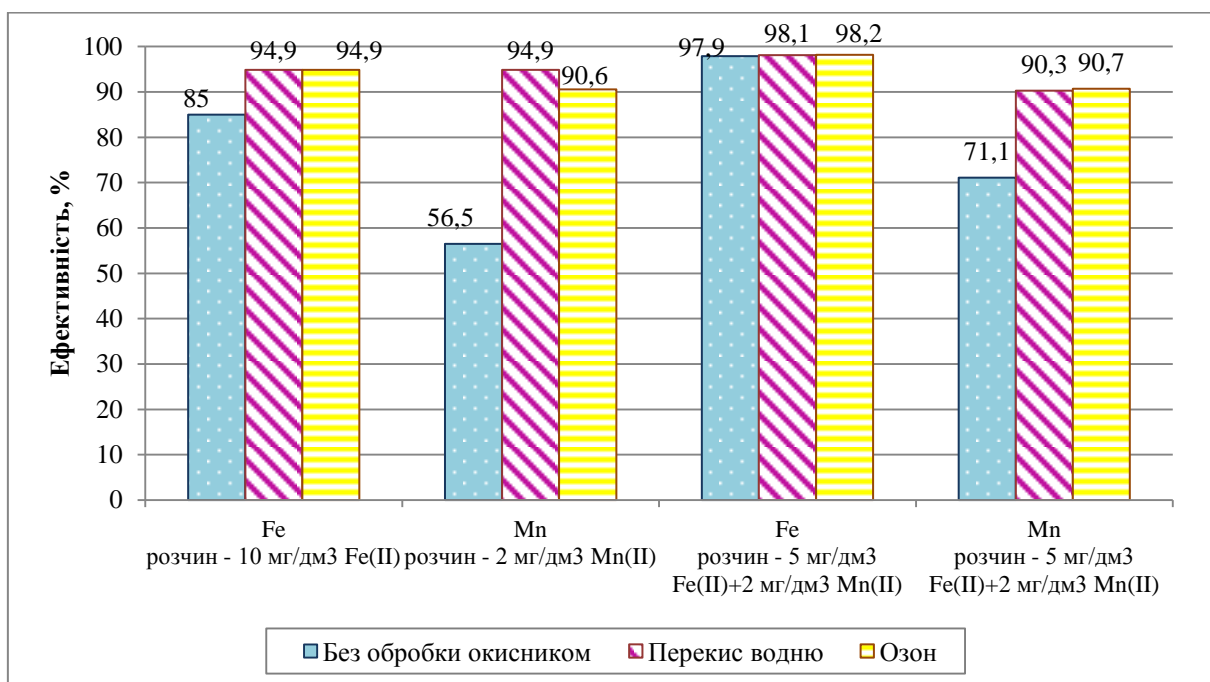


Рис. 3.56. Ефективність видалення заліза та марганцю при фільтруванні модельних розчинів через цеоліт, заселений чистою культурою р. *Leptothrix*

Проте при додаванні окисників вказаний показник зростав до 94,9 % та 90,6 % (для модельного розчину лише з марганцем) та до 90,3 і 90,7 % (для модельного розчину із залізом та марганцем) при застосуванні перекису водню та озону, відповідно.

При використанні змішаної культури (рис. 3.57) ефективність видалення заліза як з окисником, так і без нього була достатньо високою і коливалась у межах біля 94-98 %. При цьому також було помічено зростання ефективності видалення марганцю із модельного розчину, що містив тільки марганець – до 89,6 % та 88,7 % при обробці перекисом водню та озоном, відповідно.

Особливо треба відзначити результати, отримані при видаленні заліза з модельних розчинів без додавання окисників (рис. 3.58). Ефективність видалення цього компоненту змішаною культурою залишалась достатньо високою і становила – 96,6- 97,6 % для всіх досліджених модельних розчинів.

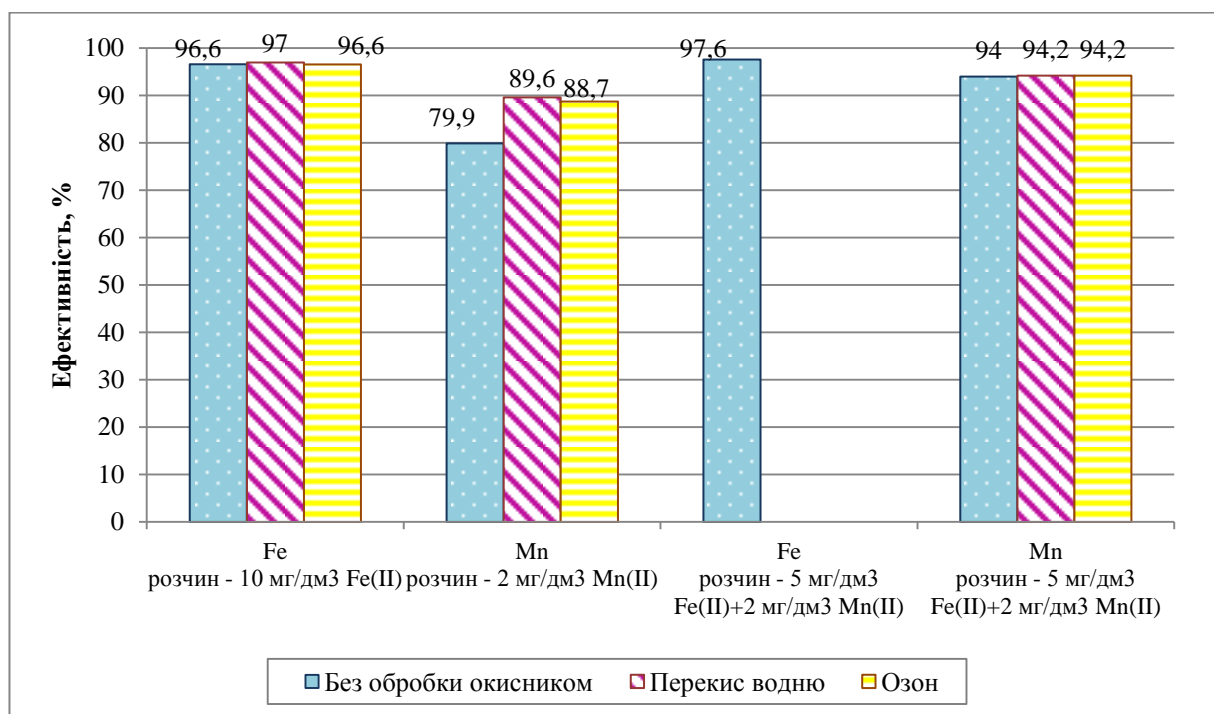


Рис. 3.57. Ефективність видалення заліза та мангану при фільтруванні модельних розчинів через цеоліт, заселений змішаною культурою мікроорганізмів р. *Leptothrix* та р. *Sphaerotillus*.

Такі дані можуть свідчити про те, що ймовірно наявність заліза стимулює ріст мікроорганізмів р. *Sphaerotillus*, а також про утворення мікроорганізмами р. *Leptothrix* перекису водню (або іншого джерела атомарного кисню). Виділений мікроорганізмами перекис водню, в свою чергу, інтенсифікує процес видалення із води сполук заліза та мангану.

Відповідні результати докладніше описані у статтях [311-314].

Отже наведені вище результати експериментів дозволяють зробити висновок, що додавання окисників, зокрема, перекису водню та озону у невеликих концентраціях, сприяє інтенсифікації процесу знезалізнення та деманганації чистими та змішаними культурами залізо- та манганокиснюючих бактерій.

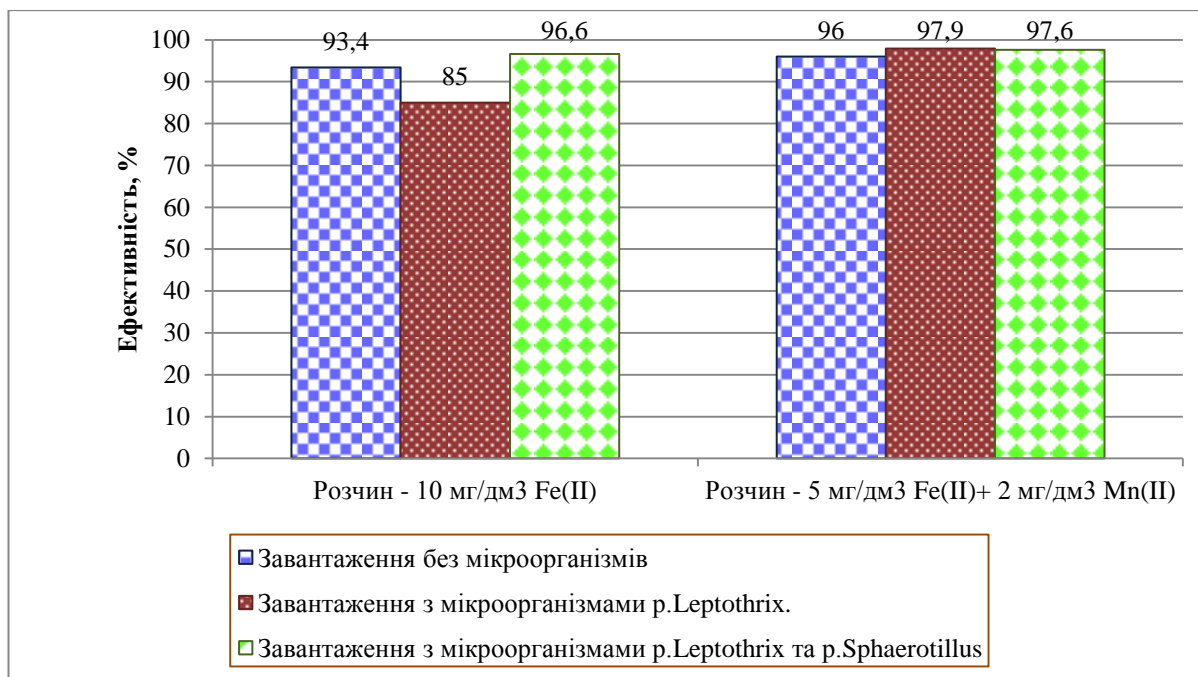


Рис. 3.58. Ефективність видалення заліза при фільтруванні модельних розчинів через цеоліт без обробки окисниками

Таким чином, в результаті досліджень було експериментально підтверджено, що наявність невеликих доз окисників, зокрема 1 мг/дм^3 , сприяють росту мікроорганізмів та зниженню концентрації заліза та мангану під час фільтрування. Вірогідно, окисники можуть бути субстратом для бактерій *p.Leptothrix*. Вказані процеси (хімічне окиснення заліза та мангану, ріст мікроорганізмів та використання мікроорганізмами як субстрату перекису водню) діють одночасно та створюють синергетичний ефект, підвищуючи таким чином ефективність очищення.

Під час досліджень було помічено, що необроблений окисниками модельний розчин із манганом без заліза недостатньо очищувався мікроорганізмами: ефективність видалення мангану не перевищувала 79 %. При додаванні окисника процес пришвидшувався і ефективність видалення мангану збільшувалась до приблизно до 95 %.

При застосуванні чистої культури мікроорганізмів *p. Leptothrix* без обробки модельного розчину окисником видалення мангану відбувалось

повільно - ефективність становила 56,6 %. Цей показник зростав до 96,6 % при застосуванні змішаної культури. Вірогідно, видалення мангану стимулюється за наявності перекису водню, який утворюється мікроорганізмами змішаної культури. Присутність заліза стимулює ріст мікроорганізмів р. *Sphaerotillus* та утворення перекису водню або іншого джерела атомарного кисню.

Отже, за результатами здійснених досліджень встановлено, що застосування окисників сприяє підвищенню ефективності біотехнологічного процесу знезалізнення та деманганації води. У технологіях водоочищення даний процес можна реалізувати шляхом попереднього озонування води перед фільтром, завантаження якого заселено залізо- та манганоокиснюючими мікроорганізмами.

3.16. Можливості використання магнітосорбції для інтенсифікації технології знезалізнення

В ряді сумісних досліджень з кафедрою біоінформатики факультету біотехнології КПІ імені Ігоря Сікорського, було встановлено можливість використання біотехнології на основі мікроорганізмів, які накопичуються магнітосоми. Результати біоінформаційного аналізу (з використанням ПЗ «BLAST») засвідчили можливість взаємодії магнітного поля з мікроорганізмами родів *Leptotrix*, *Sphaerotillus*, *Gallionella*, *Hyphomicrobium*, що відкриває перспективи використання замість традиційних технологій знезараження води методу магнітної сепарації мікроорганізмів.

Вирівнювання білків МТБ MamA, MamB, MamM, MamE, MamO та MamK, за наявності яких прогнозується біомінералізація БМН, та білків залізо- і манганоокиснюючих бактерій, наведено в табл. 3.32-3.35.

Таблиця 3.32. Вирівнювання амінокислотних послідовностей білків МТБ *Magnetospirillum gryphiswaldense* MSR-1 та амінокислотних послідовностей білків залізо- та манганоокислюючих бактерій р. *Gallionella*

Білки <i>Magnetospirillum gryphiswaldense</i> MSR-1		Досліджуваний організм			
		<i>Gallionella ferruginea subsp. capsiferriformans</i>	<i>Gallionella ramosa</i>	<i>Gallionella acididurans ShG14-8</i>	<i>Gallionella capsiferriformans ES-2</i>
		Повнота геному, %			
		100	25	25	100
		Група			
		4	4	4	4
Рід <i>Gallionella</i>					
MamA	Е-число	2e-09	6e-07	3e-13	5e-12
	Ident (%)	25	23	25	24
	Length	138	195	186	210
MamB	Е-число	4e-37	6e-05	1e-34	1e-37
	Ident (%)	27	27	27	27
	Length	286	115	279	286
MamM	Е-число	9e-25	7e-06	8e-22	5e-26
	Ident (%)	28	30	28	28
	Length	262	102	260	262
MamO	Е-число	3e-09	3e-12	5e-07	8e-10
	Ident (%)	26	29	28	26
	Length	171	178	148	171
MamE	Е-число	5e-38	4e-39	4e-34	2e-38
	Ident (%)	43	46	45	43
	Length	185	184	171	185
MamK	Е-число	6e-04	3e-04	2e-04	2e-04
	Ident (%)	24	25	23	24
	Length	303	334	301	303

За результатами біоінформаційного аналізу, здійсненого серед 30 видів досліджених залізо- та манганоокислюючих бактерій 5 родів, потенційними продуцентами БМН виявилися 28 мікроорганізмів. Для мікроорганізмів *Sphaerotilus natans subsp. natans* DSM 6575 та *Leptothrix ochracea* L12 поки що неможливо прогнозувати біомінералізацію БМН, оскільки їх геноми секвеновано не повністю [315].

Таблиця 3.33. Вирівнювання амінокислотних послідовностей білків МТБ *Magnetospirillum gryphiswaldense* MSR-1 та амінокислотних послідовностей білків залізо- та манганоокислюючих бактерій р. *Siderocapsa* та р. *Sphaerotilus*

Білки <i>Magnetospirillum gryphiswaldense MSR-1</i>		Досліджуваний організм				
		<i>Siderocapsa amnicola JOSHI_001</i>	<i>Sphaerotilus fluitans</i>	<i>Sphaerotilus dichotomus</i>	<i>Sphaerotilu s natans</i>	<i>Sphaerotilu s natans subsp. natans DSM 6575</i>
		Повнота генному, %				
		75	50	50	50	25
		Група				
		4	4	4	4	-
		Рід <i>Siderocapsa</i>	Рід <i>Sphaerotilus</i>			
MamA	Е-число	4e-08	0.008	0.008	0.008	0.007
	Ident (%)	30	23	23	23	23
	Length	120	98	98	98	98
MamB	Е-число	1e-14	4e-34	4e-34	4e-34	2.0
	Ident(%)	26	30	30	30	36
	Length	184	265	265	265	42
MamM	Е-число	2e-16	3e-28	3e-28	3e-28	0.32
	Ident (%)	26	31	31	31	32
	Length	264	268	268	268	93
MamO	Е-число	3e-09	7e-10	7e-10	7e-10	7e-10
	Ident (%)	31	27	27	27	27
	Length	165	164	164	164	164
MamE	Е-число	7e-36	9e-34	9e-34	9e-34	5e-34
	Ident (%)	45	44	44	44	44
	Length	164	177	177	177	177
MamK	Е-число	2e-04	0.001	0.001	0.001	2.2
	Ident (%)	24	23	23	23	33
	Length	300	295	295	295	86

Бактерії *Leptothrix ochracea*, які здатні синтезувати зовнішньо-клітинні аморфні БМН, віднесено до 1-ої групи, що може бути пов'язано із тим, що представники роду *Leptothrix* накопичують оксиди заліза в чохлах.

Таблиця 3.34 Вирівнювання амінокислотних послідовностей білків МТБ *Magnetospirillum gryphiswaldense* MSR-1 та амінокислотних послідовностей білків залізо- та манганоокислюючих бактерій р. *Hyphomicrobium*

Білки <i>Magnetospirillum gryphiswaldense</i> MSR-1		Досліджуваний організм							
		<i>Hyphomicrobium denitrificans</i>	<i>Hyphomicrobium facile</i> <i>/Hyphomicrobium facilis</i>	<i>Hyphomicrobium</i> sp. S1 / <i>Hyphomicrobium sulfonivorans</i>	<i>Hyphomicrobium</i> sp. MC1	<i>Hyphomicrobium</i> sp. CS1BSMeth3	<i>Hyphomicrobium zavarzinii</i>	<i>Hyphomicrobium</i> sp. 12-62-95	<i>Hyphomicrobium</i> sp. 32-62-53
		Повнота геному, %							
		100	25	50	100	25	50	50	50
		Група							
		2	4	4	2	4	2	2	4
		Рід <i>Hyphomicrobium</i>							
MamA	Е-число	8e-07	4e-08	5e-06	4e-06	2e-06	7e-06	5e-08	2e-07
	Ident (%)	27	28	24	22	24	34	27	27
	Length	153	169	136	160	151	95	161	77
MamB	Е-число	6e-16	2e-14	3e-14	0.025	2e-22	1e-17	3e-07	3e-08
	Ident (%)	24	22	26	30	28	27	25	25
	Length	257	269	185	73	270	183	72	208
MamM	Е-число	3e-18	7e-18	2e-17	4e-05	7e-19	3e-17	2e-12	1e-04
	Ident (%)	25	25	26	34	27	27	25	22
	Length	278	281	265	59	274	262	265	91
MamO	Е-число	2e-12	1e-13	3e-08	2.5	3e-10	1e-08	2e-08	1e-09
	Ident (%)	30	33	29	29	30	29	28	27
	Length	166	167	164	126	173	156	161	176
MamE	Е-число	3e-39	2e-39	1e-37	1.2	2e-39	2e-39	2e-39	5e-41
	Ident (%)	45	46	48	45	45	44	43	43
	Length	190	188	168	29	188	191	195	195
MamK	Е-число	5.7	0.047	0.018	2.2	2e-06	24	8.7	2e-04
	Ident (%)	33	27	22	31	27	30	29	25
	Length	73	201	294	49	304	93	91	339
		Рід <i>Hyphomicrobium</i>							
MamA	Е-число		3e-06	4e-06	5e-08	2e-06	8e-07	8e-07	5e-08

Білки <i>Magnetospirillum gryphiswaldense</i> MSR-1		Досліджуваний організм							
		<i>Hyphomicrobium denitrificans</i>	<i>Hyphomicrobium facile</i> <i>/Hyphomicrobium facilis</i>	<i>Hyphomicrobium sp. S1 / Hyphomicrobium sulfonivorans</i>	<i>Hyphomicrobium sp. MC1</i>	<i>Hyphomicrobium sp. CS1BSMeth3</i>	<i>Hyphomicrobium zavarzinii</i>	<i>Hyphomicrobium sp. 12-62-95</i>	<i>Hyphomicrobium sp. 32-62-53</i>
		Повнота геному, %							
		100	25	50	100	25	50	50	50
		Група							
		2	4	4	2	4	2	2	4
		Ident (%)		25	29	23	24	27	27
Length		153	109	166	151	153	153	134	
MamB	Е-число	2e-15	7e-14	7e-16	0.035	6e-16	1e-11	5e-16	
	Ident (%)	23	25	24	26	24	22	29	
	Length	269	189	258	91	257	277	185	
MamM	Е-число	6e-19	1e-16	6e-18	3e-05	3e-18	5e-14	1e-16	
	Ident (%)	25	25	24	28	25	23	26	
	Length	284	283	267	173	278	269	287	
MamO	Е-число	2e-07	1e-10	3e-12	8e-09	2e-12	0.41	3e-07	
	Ident (%)	28	30	31	29	30	31	30	
	Length	164	164	143	164	166	121	165	
MamE	Е-число	9e-39	3e-38	4e-38	2e-30	3e-39	3e-39	7e-31	
	Ident (%)	44	46	45	45	45	45	39	
	Length	190	188	188	181	190	190	198	
MamK	Е-число	35	0.004	0.001	16	5.7	5.6	7.2	
	Ident (%)	37	25	26	39	33	33	28	
	Length	41	212	309	54	73	73	39	

Мікроорганізми іншої групи із 10 видів (*Hyphomicrobium denitrificans*, *Hyphomicrobium sp. MC1*, *Hyphomicrobium zavarzinii*, *Hyphomicrobium sp. 12-62-95*, *Hyphomicrobium sp. GJ21*, *Hyphomicrobium sp. SCN 65-11*, *Hyphomicrobium denitrificans* ATCC 51888, *Hyphomicrobium denitrificans* 1NES1, *Hyphomicrobium nitrivorans* NL23, *Leptothrix cholodnii* SP-6) мають здатність синтезувати зовнішньо-клітинні кристалічні БМН і відносяться до 2-ої групи.

Таблиця 3.35. Вирівнювання амінокислотних послідовностей білків МТБ *Magnetospirillum gryphiswaldense* MSR-1 та амінокислотних послідовностей білків залізо- та манганоокиснюючих бактерій р. *Leptothrix*

Білки <i>Magnetospirillum gryphiswaldense</i> MSR-1		Досліджуваний організм					
		<i>Leptothrix valderiana</i>	<i>Leptothrix buccalis</i>	<i>Leptothrix cholodnii</i> / <i>Leptothrix</i> sp. OUMS1	<i>Leptothrix ochracea</i>	<i>Leptothrix cholodnii</i> SP-6	<i>Leptothrix ochracea</i> L12
		Повнота геному, %					
		25	100	100	25	100	50
		Група					
		4	4	4	1	2	-
Рід <i>Leptothrix</i>							
MamA	Е-число	2e-09	7e-09	8e-09	0.43	8e-09	0.86
	Ident (%)	31	27	23	35	23	29
	Length	137	136	192	40	192	41
MamB	Е-число	2e-17	1e-24	2e-40	9e-17	2e-40	0.29
	Ident (%)	29	25	32	26	32	24
	Length	184	280	259	184	259	46
MamM	Е-число	1e-22	5e-27	2e-30	1e-18	2e-30	1.2
	Ident (%)	30	24	30	26	30	28
	Length	247	281	286	216	286	54
MamO	Е-число	1e-06	3e-14	2e-08	0.76	2e-07	1.6
	Ident (%)	28	29	28	25	28	33
	Length	177	166	184	56	167	33
MamE	Е-число	4e-31	1e-34	1e-34	1.0	9e-35	2.8
	Ident (%)	45	41	44	33	44	33
	Length	167	166	178	39	178	64
MamK	Е-число	5e-12	5e-10	0.003	3.4	12	9.1
	Ident (%)	27	25	23	24	33	36
	Length	304	300	300	97	48	33

Таким чином, 17 представників залізо- та манганоокиснюючих бактерій (*Gallionella ferruginea* subsp. *capsiferriiformans*, *Gallionella ramosa*, *Gallionella acididurans* ShG14-8, *Siderocapsa amnicola* JOSHI_001, *Sphaerotilus fluitans*, *Sphaerotilus dichotomus*, *Sphaerotilus natans*, *Hyphomicrobium facile*/*Hyphomicrobium facilis*, *Hyphomicrobium* sp. S1/*Hyphomicrobium*

sulfonivorans, *Hyphomicrobium* sp. CS1BSMeth3, *Hyphomicrobium* sp. 32-62-53, *Hyphomicrobium* sp. NDB2Meth4, *Hyphomicrobium* sp. 99, *Leptothrix valderiana*, *Leptothrix buccalis*, *Leptothrix cholodnii* /*Leptothrix* sp. OUMS1) віднесено до 4-ої групи [315].

Рядом дослідників експериментально доведено здатність до біомінералізації кристалічних залізо- та манганвмісних наночастинок, наприклад, у *Gallionella ferruginea* [316-318], *Leptothrix discophora* [89, 152, 319], *Sphaerotilus natans* [145, 320], а також у деяких представників роду *Siderocapsa* [319], що підтверджує достовірність наведеного вище біоінформаційного аналізу.

Проведені біоінформаційні дослідження вказують на наявність природних видів різних родів залізо- та манганоокиснюючих бактерій, що мають здатність до формування БМН.

27 із 28 досліджених видів мікроорганізмів, синтезують кристалічні (внутрішньоклітинні та зовнішньоклітинні) БМН і тільки один вид здатен утворювати аморфну зовнішньоклітинну магнітосому.

Результати біоінформаційного аналізу вказують на перспективу подальших експериментальних досліджень взаємодії магнітного поля з мікроорганізмами родів *Leptotrix*, *Sphaerotillus*, *Gallionella*, *Hyphomicrobium*, а також на необхідність ретельного вивчення поведінки залізо- та манганоокиснюючих бактерій з накопиченими магнітосомами. Дослідження особливостей вилучення таких мікроорганізмів з води за допомогою магнітного поля дозволять розробити технологічні режими магнітної сепарації для запобігання вторинної контамінації питної води та утворення відкладень на внутрішній поверхні труб. Крім того, використання магнітосомних властивостей вказаних мікроорганізмів відкриває можливості розроблення технологій в області реноваційних робіт всередині трубопроводів, наприклад, для очищення їх поверхні, що сприятиме запобіганню погіршення якості води під час її транспортування [315].

Висновки за розділом 3

Проведені дослідження, результати яких наведено у цьому розділі, дозволяють зробити наступні основні висновки.

Доведено значну роль мікроорганізмів в процесі знезалізнення і деманганації води на швидких фільтрах з цеолітовим завантаженням. Показано, що вплив біологічних процесів зростає при збільшенні у воді вмісту заліза, що особливо помітно при високих (понад 20 мг/дм³) концентраціях останнього.

Встановлено, що інтенсифікації вказаних біологічних процесів буде сприяти подолання негативних щодо існування бактерій технологічних факторів, таких як відмова від первинного знезараження води та використання для промивки фільтрів вихідної води замість знезараженої води з РЧВ. Згідно отриманих протягом досліджень результатів саме за таких умов спостерігалось значне підвищення ефективності технологічного процесу. Так, якщо ефективність видалення сполук мангану при використанні для промивки фільтра води з РЧВ не перевищувала - 46 %, то при заміні її на вихідну (необроблену дезінфектантом) воду досягала - 82 %.

Із завантаження працюючих фільтрів знезалізнення було виділено 10 культур залізобактерій та на основі розробленої методики визначено їх родову приналежність.

Шляхом порівняння кількості мікроорганізмів у мікроценозі та активності різних культур щодо видалення з води мангану, було встановлено, що для подальшої інтенсифікації процесів достатнім буде використання культур родів *Leptothrix* та *Sphaerotilus*.

Шляхом обробки мутагенними речовинами та подальшого відбору культури з найбільш вираженою здатністю видаляти манган отримано селектовані культури родів *Leptothrix* та *Sphaerotilus*. При їх використанні ефективність видалення мангану з модельних розчинів сягала 92±2%.

Проведено порівняння особистих властивостей та технологічних параметрів фільтруючих матеріалів, які найчастіше використовуються у процесах очищення питної води, з точки зору їх здатності до поглинання та утримання мікроорганізмів. Визначено, що активне вугілля, яке відноситься до високоефективних сорбентів, сприяло міцному закріпленню мікроорганізмів на своїй поверхні (до 4500 КУО/г), але не забезпечувало результативного перебігу фізико-хімічного процесу знезалізнення. Інші досліджені матеріали, такі як кварцовий пісок та керамзит, були ефективними у фізико-хімічному процесі, але не дозволяли закріпитися на них достатній кількості бактерій. За результатами експериментів найкращі характеристики були отримані для природного цеоліту (кліноптилоліту Сокірницького родовища) фракції 1-3 мм, що дозволило вибрати саме цей фільтруючий матеріал для застосування у подальших дослідженнях.

Відпрацьовано режим промивки фільтрів, при якому, з одного боку, забезпечується ефективне відмивання фільтруючого шару від накопичених в ньому забруднень, а з другого, не відбувається відрив та винесення із завантаження значної кількості мікроорганізмів. Встановлено, що при застосуванні водяної промивки фільтрів, оптимальний режим реалізується з наступними параметрами: інтенсивність подачі води - $15 \text{ л/с}\cdot\text{м}^2$, тривалість промивки - 10 хв; для водоповітряної промивки, яка включає три етапи: продувка повітрям з інтенсивністю $15 \text{ л/с}\cdot\text{м}^2$ протягом 1-2 хв.; сумісна промивка водою та повітрям протягом 15 хв при інтенсивності подачі повітря - $15 \text{ л/с}\cdot\text{м}^2$ та води - $8 \text{ л/с}\cdot\text{м}^2$; домивка тільки водою з інтенсивністю $15 \text{ л/с}\cdot\text{м}^2$ протягом 1-3 хв.

Встановлено необхідність періодичного знезараження фільтруючого завантаження та розроблено відповідну схему реалізації цього процесу із створенням оптимальних умов для розвитку мікроорганізмів.

Розроблено технологічні схеми інтенсифікації процесів знезалізнення і деманганзації шляхом внесення інокулятів природних та селектованих

культур рр. *Leptothrix* та *Sphaerotilus*; визначено відповідні параметри процесів.

Запропоновано варіанти апаратурної реалізації технологічних схем для продуктивності фільтрувальних споруд 1000, 10000 та 50000 м³/добу. Зроблено конструктивні удосконалення фільтрів для реалізації безперервної подачі інокуляту за використання селектованих культур.

Проведено апробацію розробленої технології на різних природних водах та модельних розчинах. Показано, що ефективність видалення заліза і мангану може становити: з природними культурами - 94-99 % та 71-87 % відповідно; з селектованими культурами - 98-99 % та 94-97 % відповідно.

Експериментально встановлено, що підвищенню ефективності технології знезалізнення/деманганації можуть сприяти деякі окисники (наприклад, озон та пероксид водню), які попереднього додаються у в незначній кількості (дози реагенту - до 1 мг/дм³). Це дозволяє інтенсифікувати вказані процеси очищення, але подальша апаратурна реалізація цього методу залишилась поза межами дано роботи і може стати предметом наступних розробок.

Результати експериментальних досліджень даного розділу наведено в таких публікаціях:

1. Розробка методики ідентифікації культур мікроорганізмів, які здатні окислювати сполуки заліза та мангану у природних водах / О.В. Кравченко. *Проблеми водопостачання, водовідведення та гідравліки. Науково-технічний збірник*. Випуск 24. – Київ : КНУБА, 2014. – 296 с. – С. 140 – 145. (Особистий внесок – брав участь у розробці методики, узагальненні результатів та підготовці статті).
2. Роль мікроорганізмів при видаленні із води високих концентрацій заліза на фільтрах з цеолітовим завантаженням / О.В. Кравченко. *Вісник Національного університету водного господарства та природокористування. Збірник наукових праць. Технічні науки*. – 2015. –

- №1 (69) – С. 58 – 65. (Особистий внесок – брав участь в плануванні експерименту, узагальненні результатів та підготовці статті).
3. Дослідження біоценозів завантаження фільтрів знезалізнення та деманганації та методика заселення ними цеоліту / О.В. Кравченко. *Східно-Європейський журнал передових технологій*. – 2015. – № 5/6 (77) – С. 39 – 42. DOI: 10.15587/1729-4061.2015.51056. (Особистий внесок – брав участь в плануванні експерименту, узагальненні результатів та підготовці статті).
 4. Отримання високопродуктивних штамів мікроорганізмів для видалення із води сполук заліза та мангану / О.В. Кравченко. *Комунальне господарство міст. Серія: Технічні науки та архітектура*. – 2015. - № 123. – С. 85 – 91. (Особистий внесок – брав участь в плануванні експерименту, узагальненні результатів та підготовці статті).
 5. Розробка методу інокуляції залізо- та манганредуючих організмів з оцінкою ефективності подальшого видалення цих забрудників / О.В. Кравченко. *Вісник Одеської державної академії будівництва та архітектури*. – 2015. - № 59. – С. 70 – 76. (Особистий внесок – брав участь в плануванні експерименту, узагальненні результатів та підготовці статті).
 6. Дослідження співвідношення залізо- та манганоокиснюючих бактерій у природних біоценозах та їх вплив на ефективність очищення води від цих елементів / О.В. Кравченко. *Вісник Національного університету водного господарства та природокористування. Збірник наукових праць. Технічні науки*. – 2015. – № 4 (72) – С. 310-320. (Особистий внесок – брав участь в плануванні експерименту, узагальненні результатів та підготовці статті).
 7. Визначення технологічних режимів промивки завантаження фільтрів знезалізнення та деманганації / О.В. Кравченко. *Вісник Інженерної академії України*. – 2015. – № 4 – С. 180 – 186. (Особистий внесок – брав

участь в плануванні експерименту, узагальненні результатів та підготовці статті).

8. Role of Biological Processes during Manganese Removal from Underground Water / O. Kravchenko. «EUREKA: Physical Sciences and Engineering». – 2016. – № 1 – С. 61 – 66. (Особистий внесок – брав участь в плануванні експерименту, узагальненні результатів та підготовці статті).
9. Оцінка ролі біологічних процесів у традиційних методах знезалізнення та деманганації води / О.В. Кравченко, О.С. Панченко, О.В. Кравченко. Вісник Національного університету «Львівська політехніка». Серія: Хімія, технологія речовин та їх застосування – 2016. - № 841. – С. 20 – 25. (Особистий внесок – брав участь в плануванні експерименту, узагальненні результатів та підготовці статті).
10. Вплив озону і перекису водню на інтенсифікацію біологічної та фізико-хімічної складових процесу знезалізнення та деманганації води / О.В. Кравченко. Наукові вісті Національного технічного університету України «Київський політехнічний інститут» – 2016. - № 6 (110). – С. 7 – 14 (Особистий внесок – брав участь в плануванні експерименту, узагальненні результатів та підготовці статті).
11. Роль микроорганизмов в очистке воды от соединений железа и марганца в плотном слое сорбента-катализатора [Текст] / А. В. Кравченко, Н. Н. Чернова, Е. С. Панченко и др. Химия и технология воды. — 2016. — Т. 38, № 5 (253). — С. 531-541. (Особистий внесок – брав участь в плануванні експерименту, узагальненні результатів та підготовці статті).
12. Застосування окисників для інтенсифікації біологічної складової процесів знезалізнення і деманганації води / О.В. Кравченко. Наукові вісті Національного технічного університету України «Київський політехнічний інститут» – 2016. - № 3. – С. 42 – 47. (Особистий внесок – брав участь в плануванні експерименту, узагальненні результатів та підготовці статті).

13. Оцінка ефективності застосування завантажень при біотехнологічно інтенсифікованому процесі знезалізнення та демангації води на швидких фільтрах / О.В. Кравченко, О.С. Панченко. Наукові вісті Національного технічного університету України «Київський політехнічний інститут». – 2017. – № 6 – С. 14 – 19. DOI: 10.20535/1810-0546.2017.6.111985 (Особистий внесок – брав участь в плануванні експерименту, узагальненні результатів та підготовці статті).
14. Біоінформаційне виявлення продуцентів магнітних наночастинок серед залізо- та манганоокисних бактерій / С.В. Горобець, О.В. Кравченко, М.О. Булаєвська, О.С. Панченко. Innovative Biosystems and Bioengineering, 2018, vol. 2, no. 2, С. 27–35, doi: 10.20535/ibb.2018.2.2.124256. (Особистий внесок – брав участь в плануванні експерименту, узагальненні результатів та підготовці статті).
15. Методологічні підходи до біотехнології очищення питної води: методики виділення та ідентифікації залізо- та манганоокислюючих бактерій / О.В. Кравченко, Є.В. Кузьмінський, О.С. Панченко. «Стандартизація, сертифікація, якість» - 2018. № 2. – С. 89-93. (Особистий внесок – брав участь в плануванні експерименту, узагальненні результатів та підготовці статті).
16. Isolation of pure cultures iron- and manganese-oxidizing bacteria from rapid filters / O. Kravchenko, O. Panchenko. Biotechnologia Acta. – 2018. – Т. 11, № 2 – С. 78-82. DOI: 10.15407/biotech11.03.078. (Особистий внесок – брав участь в плануванні експерименту, узагальненні результатів та підготовці статті).
17. Кравченко О.В., Панченко О.С. МПК (2006.01) C02F 1/64. Спосіб знезалізнення та деманганації води: пат. 125641 Україна, № u 2018 02369; заявл. 12.03.2018; опубл. 10.05.2018, Бюл. №9 (Особистий внесок – брав участь в патентному пошуку, проведенні експериментальних досліджень та оформленні патенту).

18. Кравченко О.В., Гуцол О.В., Клечак І.Р., Панченко О.С. Використання мікроорганізмів як перспективний спосіб знезалізнення підземних вод. «Біотехнологія ХХІ століття»: Тези доповідей ІХ Всеукраїнської науково-практичної конференції / Національний технічний університет «Київський політехнічний інститут». – Київ, 2015. – С. 149.
19. Кравченко О.В., Панченко О.В. Вплив окисників на протікання процесів фільтрування підземної води із значним вмістом сполук заліза / Кравченко, О. С. // Збірник доповідей Міжнародного конгресу «ЕТЕВК-2015», м. Іллічівськ, 8-12 черв. 2015. - С. 38-44.
20. Кравченко О.В. Дослідження видового складу мікроорганізмів, присутніх у завантаженні фільтру для деманганзації води / О.В. Кравченко, О. С. Панченко, О. В. Гуцол // Збірник доповідей Міжнародного конгресу «ЕТЕВК-2015», м. Іллічівськ, 8-12 черв. 2015. - С. 76-79..
21. Кравченко А.В. Оценка физико-химических и биологических процессов при обезжелезивании и деманганации воды на фильтрах с цеолитовой загрузкой / А. В. Кравченко, Е.С. Панченко // Збірник доповідей Міжнародного конгресу «ЕТЕВК-2017», м. Чорноморськ, 12-16 черв. 2017. - С. 76-81.
22. Гуцол О.В. Озонування з подальшим фільтруванням на цеолітових фільтрах як спосіб видалення заліза і марганцю з підземних вод / О. В. Гуцол, О.В. Кравченко, О.С. Панченко // «Біотехнологія ХХІ століття»: Тези доповідей ХІ Всеукраїнської науково-практичної конференції / Національний технічний університет «Київський політехнічний інститут». – Київ, 21 квітня 2017. – с 112.
23. Хоружий В. П. Навчальний посібник: «Експлуатація систем водопостачання та водовідведення / В. П. Хоружий, О. В. Кравченко. – Київ: КНУБА, 2018. – 203 с. – (КНУБА).

РОЗДІЛ 4. БІОЛОГІЧНА ІНТЕНСИФІКАЦІЯ ПРОЦЕСУ ДЕАМОНІЗАЦІЇ ПІДЗЕМНИХ ВОД

4.1. Дослідження роботи фільтрів деамонізації у звичайному режимі

Видалення з природних вод сполук азоту і, зокрема амонію, являє собою важливу задачу у процесах підготовки питної води в Україні, тому що значна частина підземних вод, які можуть використовуватись для питного водопостачання, містить підвищену кількість амонійних забруднювачів[321].

Технологія деамонізації реалізується, як правило, з використанням спеціальних швидких біофільтрів, в яких на спеціальному носії закріплюється мікрофлора, утворювана з природної води протягом фільтрування. Ключовою проблемою експлуатації вказаних фільтрів вважається їх значний час підготовки до продуктивного режиму експлуатації, тобто безпосереднього видалення з води амонію.

Для вивчення можливості інтенсифікації технології деамонізації підземних вод було проведено комплекс пілотних досліджень на воді артезіанської свердловини м. Хмельницький. Дослідна установка включала напірний фільтр заводського виготовлення «Culligan HiFlo-6 UX-40» з аератором (виробництва Італії), завантажений спеціальним фільтруючим матеріалом – Biofilter™, призначеного для закріплення і подальшого утримання мікроорганізмів.

За керівництвом з технічної експлуатації [322] вказаного фільтра для нарощення потрібної біомаси на нього протягом 2-3 тижнів необхідно подавати вихідну воду з підвищеним вмістом розчиненого кисню та здійснювати контроль за концентрацією амонію у фільтраті (після досягнення необхідного концентраційного рівня останнього, фільтр може переводитися в робочий режим експлуатації). Технологічні параметри роботи установки, включаючи аератор, були надані італійськими технологами.

Як вже відзначалось вище, у вказаних біофільтрах формування культури мікроорганізмів відбувається за рахунок їх внесення при фільтруванні з природного середовища (з вихідною водою та/або повітрям) в неасептичних умовах. Період, протягом якого відбувається накопичення та розвиток мікроорганізмів, є підготовчим і не відноситься до корисної роботи установки. На цьому етапі здійснюється посилена аерація вихідної води, а у фільтраті - за вмістом амонію. Після досягнення встановленої концентрації останнього, що свідчить про готовність фільтра до експлуатації, він переводиться у робочий режим і кількість повітря на аерацію води зменшується.

Протягом досліджень, які включали три цикли експериментів, на вході та виході фільтра визначався вміст розчиненого кисню, а у фільтраті - концентрація амонію, нітритів, нітратів та величина ЗМЧ.

Під час проведення досліджень показники якості підземної води були наступними: температура - $9 \pm 1^\circ\text{C}$, вміст - амонію $3,19 \pm 0,01$, нітратів - $7,8 \pm 0,1$ та нітритів $0,15 \pm 0,02$ мг/дм³, ЗМЧ фіксувалось на рівні - 60 ± 10 КУО/см³.

За одержаними експериментальними даними була розрахована ефективність видалення з води амонію під час фільтрування. Вказані результати наведено у табл. 4.1 та на рис. 4.1.

Таблиця 4.1. Динаміка зміни показників якості води у період підготовки фільтра (згідно керівництва з технічної експлуатації)

Доба	Концентрація ¹⁾ на вході, мг/дм ³	Концентрація ¹⁾ на виході, мг/дм ³					Ефективність видалення амонію, %
	Кисень	Амоній	Кисень	Нітрити	Нітрати	ЗМЧ, КУО/см ³	
1	8,4	2,40	5,8	0,26	10,3	65	25
2	8,4	2,20	5,2	0,29	10,5	185	31
3	8,4	2,14	4,6	0,3	10,5	335	33
4	8,4	2,01	3,9	0,32	11,0	305	37
5	8,4	1,99	3,6	0,32	10,9	455	38
6	8,4	1,74	3,1	0,28	11,7	505	45
7	8,4	1,62	2,7	0,16	12,0	560	49

Доба	Концентрація ¹⁾ на вході, мг/дм ³	Концентрація ¹⁾ на виході, мг/дм ³					Ефективність видалення амонію, %
	Кисень	Амоній	Кисень	Нітрити	Нітрати	ЗМЧ, КУО/см ³	
8	8,3	1,27	2,2	0,25	13,4	700	60
9	8,3	1,09	2,1	0,27	14,2	780	66
10	8,3	1,01	1,8	0,24	14,3	720	68
11	8,3	0,97	1,4	0,22	14,6	850	70
12	8,3	0,75	1,4	0,27	15,0	920	76
13	8,3	0,44	1,3	0,26	15,4	900	86
14	8,3	0,39	1,1	0,24	15,9	940	88
15	8,3	0,41	0,9	0,22	15,7	960	87
16	8,3	0,35	0,7	0,25	15,8	955	89
17	8,3	0,28	0,7	0,25	16,0	970	91
18	8,3	0,26	0,6	0,26	16,4	960	92
19	5	0,25	0,2	0,18	9,9	900	92
20	5	0,27	0,2	0,14	6,6	920	91
21	5	0,28	0,2	0,19	3,5	940	91

¹⁾ Наведено середні арифметичні значення показників за 3 повторностями.

Довірчий інтервал для $p < 0,05$ складав відповідно для:

амонію та нітритів $\pm 0,01$ мг/дм³, нітратів та розчиненого кисню - $\pm 0,1$ мг/дм³,
ЗМЧ - ± 10 КУО/см³, ефективності - $\pm 2\%$.

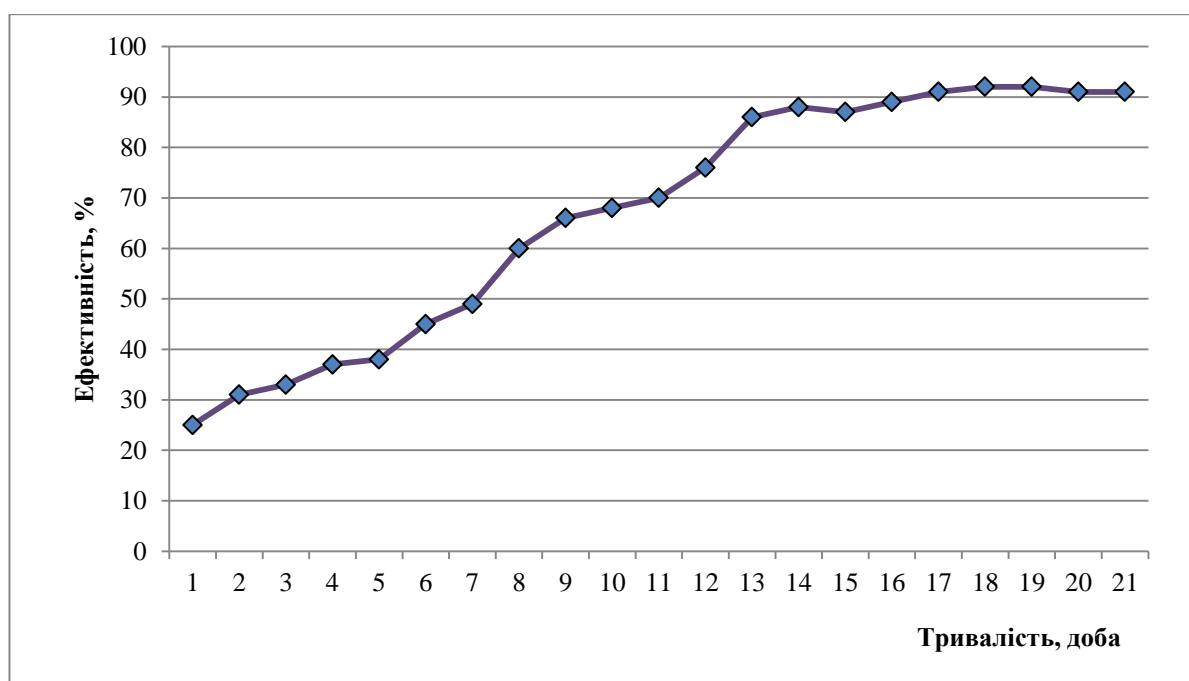


Рис. 4.1. Залежність ефективності видалення амонію від часу фільтрування

Результати проведених експериментів дозволили виявити важливі залежності і, насамперед, що зниження у фільтраті концентрації амонію корелювало з показником ЗМЧ, величина якого також залежить від кількості мікроорганізмів, присутніх у завантаженні фільтра.

Крім того, при збільшенні ефективності процесу деамонізації одночасно у фільтрованій воді спостерігалось зростання вмісту нітратів. Хоча цей показник і не перевищував встановленого ДСанПіН 2.2.4.171-10 нормативу (≥ 50 мг/дм³), вказаний факт потрібно враховувати при розробленні технології деамонізації.

За технологічним регламентом роботи установки тривалість підготовчого періоду фільтра становила - 18 діб, тому на 19-й добі було зменшено подачу кисню, що відразу призвело до зниження концентрації нітратів, яка продовжувала зменшуватися і протягом наступних 2 діб.

У підготовчий період роботи фільтра ступень аерації води сильно підвищується, що сприяє активізації процесу нітрифікації, а отже і утворенню нітратів (з 1 мг амонію може утворюватися біля 3,6 мг нітратів). При зменшенні вихідної концентрації кисню у фільтрі паралельно з нітрифікацією починають відбуватись процеси денітрифікації, і вміст нітратів - знижується.

Порівнюючи одержані результати з широко висвітленими у літературі закономірностями процесів нітри- денітрифікації в технології очищення стічних вод, очевидно, що процеси у дослідному біофільтрі в цілому перебігали аналогічно.

Необхідно відзначити, що під час досліджень після 58 доби роботи фільтра з невстановлених причин спостерігалось падіння ефективності очищення, яке супроводжувалось зростанням кількості мікроорганізмів у шарі завантаження та фільтраті. Вода також набула неприємного запаху. Внаслідок цього було прийнято рішення щодо призупинення експерименту, здійснення знезараження завантаження і повторного нарощування біомаси.

В подальшому фільтр працював стабільно до завершення експерименту протягом 3 місяців.

Проведений комплекс досліджень засвідчив, що використання біофільтрів, таких як «Culligan HiFlo-6 UX», для деамонізації підземних вод можна віднести до перспективних методів видалення амонію в технології питного водопостачання. В той же час природний режим формування мікрофлори з навколишнього середовища відбувається досить повільно і потребує тривалого часу – 16-17 діб, впродовж якого фільтри фактично працюють «на себе», через неможливість забезпечити належної глибини очищення води від амонію.

Крім того, необхідно враховувати і той факт, що під час фільтрування не виключені випадки можливої зміни складу мікроценозу у завантаженні, що потребує зупинки фільтра, дезінфекції фільтруючого матеріалу і повторного нарощування мікроорганізмів. За таких умов тривалість корисної роботи фільтра залишається непередбаченою, що призводить до зайвих матеріальних витрат та загрози виникнення небезпеки через погіршення якості питної води. Для запобігання можливого зриву фільтроцікла деамонізації необхідно передбачати наявність резервного обладнання, яке може становити - до 25 % від робочого.

Враховуючи вище сказане, доцільно розробити технологію штучного заповнення біофільтрів нітрифікуючою мікрофлорою, що дозволить зробити процес деамонізації більш керованим і передбачуваним.

Виходячи з цього у подальших дослідженнях необхідно було виділити основний біологічний агент, який сприятиме видаленню з води амонію при фільтруванні на швидких біофільтрах.

4.2. Визначення складу мікроценозу мікроорганізмів

Для встановлення біологічного агенту в умовах робочого режиму установки (на 24 добу експерименту) у фільтраті було визначено склад мікроценозу мікроорганізмів.

Серед інших було виділено мікроорганізми рр. *Nitrosomonas* і *Nitrobacter*, які за літературними даними, досить поширені в активному мулі нітрифікаторів стічних вод, а також р. *Thiobacillus denitrificans*, які відносяться до денітрифікаторів. Мікроорганізми цих родів було виділено для зберігання і подальшого використання (перелік середовищ та умов зберігання мікроорганізмів наведений у розд. 2).

На відміну від очищення стічних вод при підготовці питної води процеси нітри- та денітрифікації повинні реалізуватися в одній споруді - швидких фільтрах. Враховуючи особливості процесу фільтрування (потік близький до ламінарного режиму) та наявність біомаси, рівномірно розподіленої по завантаженню фільтра, можна прогнозувати, що вміст кисню буде поступово зменшуватись згори донизу споруди. Якщо на виході з фільтра його концентрація буде наближуватися до нуля, то цілком вірогідним є утворення в нижній частині споруди мікроаерофільних та анаеробних зон.

Особливість перебігу біологічних процесів у швидких фільтрах полягає в тому, що кисень, який подається лише на вході фільтра, проходячи через фільтруюче завантаження, споживається мікроорганізмами, в тому числі і нітрифікуючими, які окиснюють амоній до нітратів. Внаслідок цього концентрація кисню зменшується згори до низу фільтра.

Для перебігу денітрифікації необхідні мікроаерофільні умови. Якщо концентрація кисню достатньо висока (в даному експерименті 6 мг/дм³ і більше), то кількість мікроаерофільних і анаеробних зон у фільтрі дуже мала, і процеси денітрифікації практично відсутні. При зменшенні у вихідній воді концентрації кисню кількість вказаних зон збільшується, що призводить до активізації денітрифікації. Але при значному скороченні вмісту кисню (в

експерименті – нижче 4 мг/дм³) починає різко знижуватись ефективність нітрифікації, а отже і видалення сполук амонію.

Дослідження щодо розподілення бактерій за висотою завантаження підтвердило описані вище залежності. Зокрема, якщо при дозі розчиненого кисню на вході 5,5 мг/дм³ денітрифікуючі бактерії спостерігались в нижній третині завантаження фільтру, то при дозі 6,5 мг/дм³ – їх вдалось виділити лише з нижніх приблизно 10 % завантаження.

Що стосується видового складу, то у верхній частині фільтра переважали мікроорганізми рр. *Nitrosamonas* і *Nitrobacter* (біля 70 та 30 % відповідно), причому це співвідношення зі зміною концентрації кисню залишалось практично постійним. У нижній частині фільтру в основному спостерігались представники р. *Thiobacillus*.

Таким чином, результатами досліджень було експериментально підтверджено, що процес нітрифікації відбувається переважно у верхній, насиченій киснем, частині фільтру. Біологічним агентом для нього є мікроценоз, в якому превалюють представники мікроорганізмів родів *Nitrosamonas* і *Nitrobacter*, а у нижній, збідненій киснем, частині відбувається процес денітрифікації, основним біологічним агентом якого є *Thiobacillus denitrificans*.

Проведений комплекс досліджень дозволив зробити наступні висновки. Основна мікрофлора, яка утворюється в шарі фільтруючого завантаження, являє собою бактерії-нітрифікатори рр. *Nitrosamonas* і *Nitrobacter*. Більш глибока класифікація (до виду) для нітрифікуючих бактерій не проводилась. В той же час в нижній частині фільтру фіксувалось до 30 % представників виду *Thiobacillus denitrificans*, які відносяться до денітрифікуючих мікроорганізмів.

Вивчення розподілення кількісного складу мікроценозу за висотою фільтру засвідчило поступове зменшення у шарі завантаження кількості нітрифікаторів, а також появу і поступове збільшення вмісту

денітрифікаторів у напрямку зверху донизу. Взявши до уваги той факт, що вказаний напрям змін у складі мікрофлори співпадає зі зменшенням вмісту розчиненого кисню, очевидно, що саме цей показник є визначальним для формування мікроценозу і перебігу процесів нітри- денітрифікації.

Враховуючи, що регулювання кількості подачі кисню у воду в наявних конструкціях передбачена лише на вході споруд, необхідно було вивчити вплив вихідної концентрації кисню на процеси, які відбуваються під час фільтрування, та ефективність очищення води.

4.3. Вивчення впливу концентрації кисню на процеси нітри-денітрифікації при фільтруванні води

Оскільки величина концентрації розчиненого кисню на вході фільтра протилежно впливає на перебіг досліджуваних процесів (нітрифікація потребує підвищеного вмісту кисню, в той час як денітрифікація – мікроаерофільних умов), було доречним дослідити їх закономірності при різних значеннях цього показника.

Підвищення аерації призводить до інтенсифікації процесу аеробної нітрифікації. З огляду на те, що виробником фільтруючого матеріалу Biofilter™ (завантаження дослідного фільтра) було вказано на наявність у ньому аеробних нітрифікаторів родів *Nitrosamonas* і *Nitrobacter*, для реалізації процесу очищення необхідний високий рівень аерації води. Зниження концентрації розчиненого кисню буде призводити до пригнічення процесу нітрифікації та інтенсифікації процесу денітрифікації. Таким чином можна визначати наявність або відсутність денітрифікуючих мікроорганізмів у завантаженні фільтра, а отже і можливість перебігу процесу денітрифікації.

Як вже відзначалось вище, процеси нітрифікації та денітрифікації відбуваються за різного ступеня аерації. Тому для максимального вилучення

сполук амонію необхідно забезпечити такий режим подачі кисню, який би стимулював процес нітрифікації та не пригнічував процес денітрифікації.

Враховуючи сказане, було здійснено експерименти з визначення залежності ефективності деамонізації від концентрації розчиненого кисню, протягом яких подача кисню від аератора регулювалась у межах від $8,0 \pm 0,3$ до $1,0 \pm 0,3$ мг/дм³, при цьому концентрація розчиненого кисню на вході у фільтр змінювалась від $7,4 \pm 0,37$ до $0,8 \pm 0,04$ мг/дм³. Одержані результати наведені у табл. 4.2.

Таблиця 4.2. Ефективність деамонізації при різній концентрації розчиненого кисню

Вхід фільтра			Вихід фільтра				
Розчинений кисень, мг/дм ³	Амоній, мг/дм ³	ЗМЧ, КУО/см ³	Розчинений кисень, мг/дм ³	Амоній, мг/дм ³	Нітрити, мг/дм ³	Нітрати, мг/дм ³	ЗМЧ, КУО/см ³
8,0	3,19	68000	3,1	0,11	0,28	11,0	2000
7,5	3,18	62000	2,6	0,11	0,27	10,4	2450
7,0	3,18	56000	2,1	0,11	0,28	9,0	2800
6,5	3,18	54000	1,7	0,12	0,29	6,5	3000
6,0	3,19	57000	1,2	0,12	0,29	4,3	3500
5,5	3,18	52000	0,3	0,12	0,29	2,4	4000
5,0	3,18	38000	0,3	0,18	0,31	2,7	4200
4,5	3,18	16000	0,4	0,26	0,35	3,4	4200
4,0	3,19	7000	0,2	0,41	0,53	3,8	3600
3,5	3,19	6500	0,1	0,76	0,72	5,1	3200
3,0	3,18	6200	0,1	1,24	0,95	5,8	4000
2,5	3,19	5000	<0,1	2,2	1,76	6,4	5500
2,0	3,18	4800	<0,1	2,65	2,20	7,1	6500
1,5	3,18	2000	<0,1	3,05	3,23	8,2	7000
1,0	3,18	1800	<0,1	3,10	3,50	9,4	3500

¹⁾ Наведено середні арифметичні значення показників якості за 3 повторностями. Довірчий інтервал для $p < 0,05$: для амонію та нітритів $\pm 0,01$ мг/дм³, нітратів та розчиненого кисню - $\pm 0,1$ мг/дм³, ЗМЧ - ± 10 КУО/см³, ефективності - $\pm 2\%$.

На рис. 4.2 зображена графічна залежність вмісту амонію на виході фільтра, тобто в очищеній воді, від концентрації розчиненого кисню, якій подавався у воду перед її фільтруванням.



Рис. 4.2. Залежність вмісту амонію на виході фільтра від концентрації розчиненого кисню на вході фільтра

З рис. 4.2 видно, що концентрація амонію в очищеній воді на виході з фільтра обернено пропорційна концентрації розчиненого кисню, що подається із аератора на вході фільтра. Найбільш ефективна деамонізація фіксувалась вже при вмісті розчиненого кисню - 7 мг/дм^3 , при цьому концентрація амонію у воді знижувалась - до 0,11 мг/дм^3 .

Наведена на рис. 4.3 графічна залежність вмісту нітритів від концентрації кисню показала, що найнижча концентрація цього показника на виході фільтра становила - 0,27 мг/дм^3 при рівні аерації 7,5 мг/дм^3 .

Тобто очевидно, що процес нітрифікації інтенсифікується при збагаченні води киснем. Аеробні бактерії, що беруть в ньому участь, знаходяться у верхній частині фільтра і саме там перетворюють амоній у нітрати, які переходять у нижню частину фільтра, де відбувається денітрифікація.

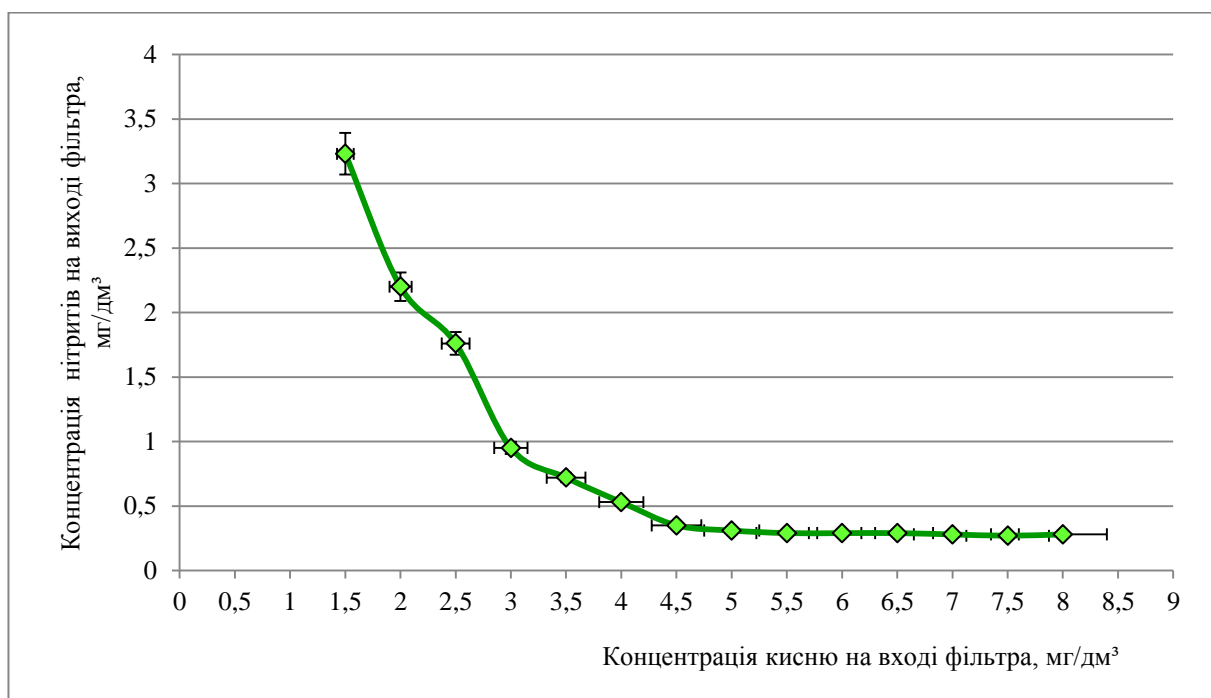


Рис. 4.3. Залежність вмісту нітритів в очищеній воді від концентрації кисню, що подається на фільтр

З рис. 4.4, де наведено залежність вмісту нітратів від концентрації розчиненого у воді кисню, видно, що до рівня насиченості води киснем - 5,5 мг/дм³, вміст нітратів на виході із фільтра зменшувався, але вже при перевищенні концентрації кисню понад вказаної величини, вміст нітратів - зростав.

Найменша кількість нітратів у фільтраті, яка становила 2,4 мг/дм³, спостерігалась при дозі розчиненого кисню - 5,5 мг/дм³. При збільшенні подачі цього реагенту понад вказаного значення розпочиналось різке зменшення концентрації нітратів, зумовлено тим, що надлишкова концентрація кисню пригнічує процес денітрифікації та негативно впливає на життєдіяльність денітрифікуючих бактерій. Навпаки, недостатня подача кисню інгібує процес нітрифікації, а отже зменшується кількість субстрату NO_3^- і процес денітрифікації проходить з меншою інтенсивністю.

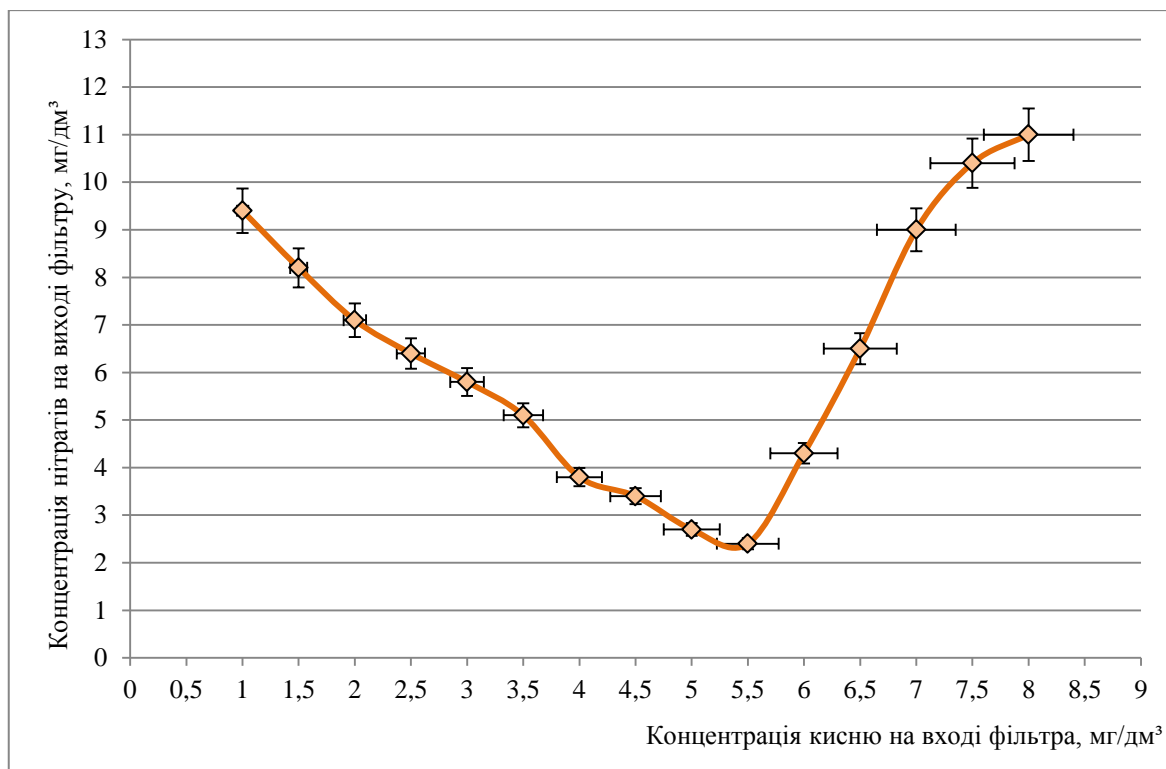


Рис. 4.4. Залежність вмісту нітратів в очищеній воді від концентрації кисню, що подається на фільтр

Для визначення складу мікроценозу, зокрема наявності нітрифікуючих та денітрифікуючих бактерій, змиви із завантаження фільтра було висіяно на відповідні живильні середовища.

За результатами аналізу із бактерій-нітрифікаторів були виділені бактерії родів *Nitrosomonas* і *Nitrobacter*, наявність яких свідчила про перебіг біологічної нітрифікації та перетворення амонію в нітрати. Саме бактерії родів *Nitrosomonas* і *Nitrobacter* були вказані виробником як біологічні агенти у фільтруючому завантаженні Biofilter™.

Крім вказаних бактерій, було також виділено кілька родів денітрифікуючих бактерій. Але вони визначались у невеликій кількості та локалізувались переважно у нижній частині завантаження фільтра.

Згідно з [140, 289] бактерії було ідентифіковано як *Thiobacillus denitrificans*. Наявність таких бактерій, а також зафіксоване зниження

концентрації нітратів під час фільтрування в умовах експерименту показало можливість перебігу процесу денітрифікації на фільтрах.

Визначення загального мікробного числа проводилось у верхній та нижній частині фільтру. Для цього аналізували зразки завантаження з відповідних частин установки.

За результатами визначення загального мікробного числа у верхній частині фільтра (рис. 4.5) в залежності від кількості поданого з аератору кисню, найбільша кількість мікроорганізмів (ЗМЧ - 68000 КУО/см³), спостерігалась при максимальному рівні аерації, що становив - 8 мг/дм³.

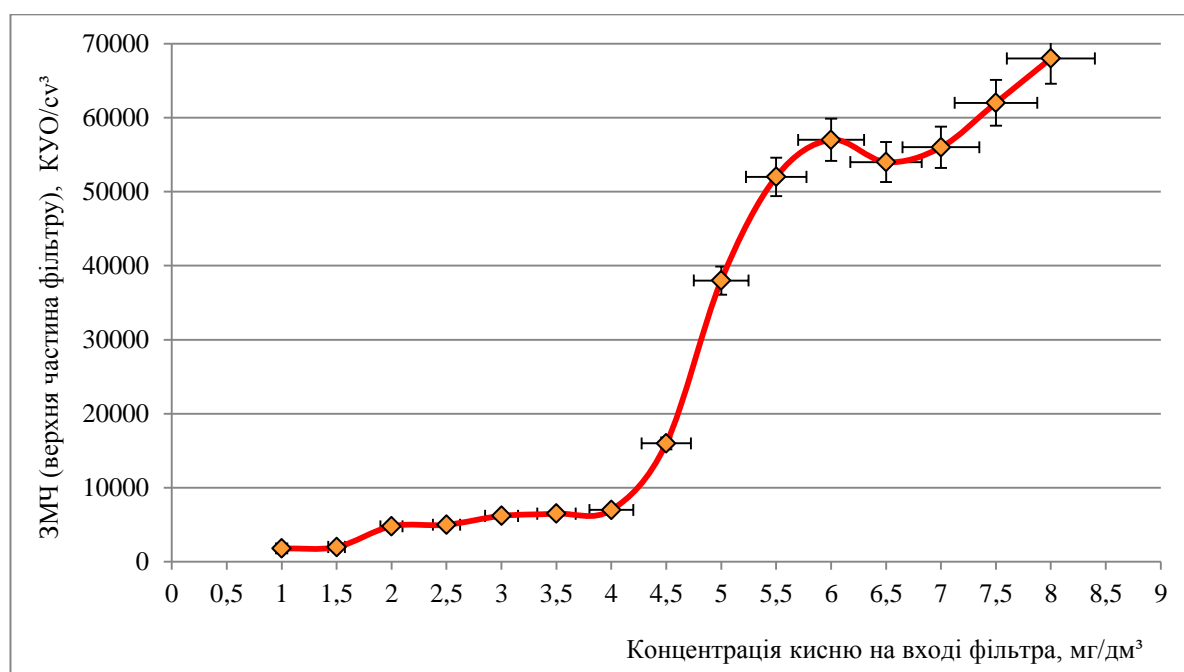


Рис. 4.5. Загальне мікробне число у верхній частині фільтра в залежності від рівня аерації

З рис. 4.5 також видно, що при збільшенні аерації вище 7 мг/дм³ інтенсивність видалення амонію не зростала, а залишалась на тому ж рівні, що був досягнутий при 7 мг/дм³ розчиненого кисню.

Варто зазначити, що за рівнів аерації від 1 до 4 мг/дм³ кількісний ріст мікроорганізмів був дуже слабким, що зворотно корелює з вмістом амонію у

воді на виході із фільтру. Точка, яка відображає вміст кисню $6,5 \text{ мг/дм}^3$ знаходиться в межах похибки, тому статистичного значення не несе.

З рис. 4.6, де наведено результати визначення кількості мікроорганізмів у нижній частині фільтру від рівня аерації, очевидно, що між цими показниками існує обернено пропорційна залежність.

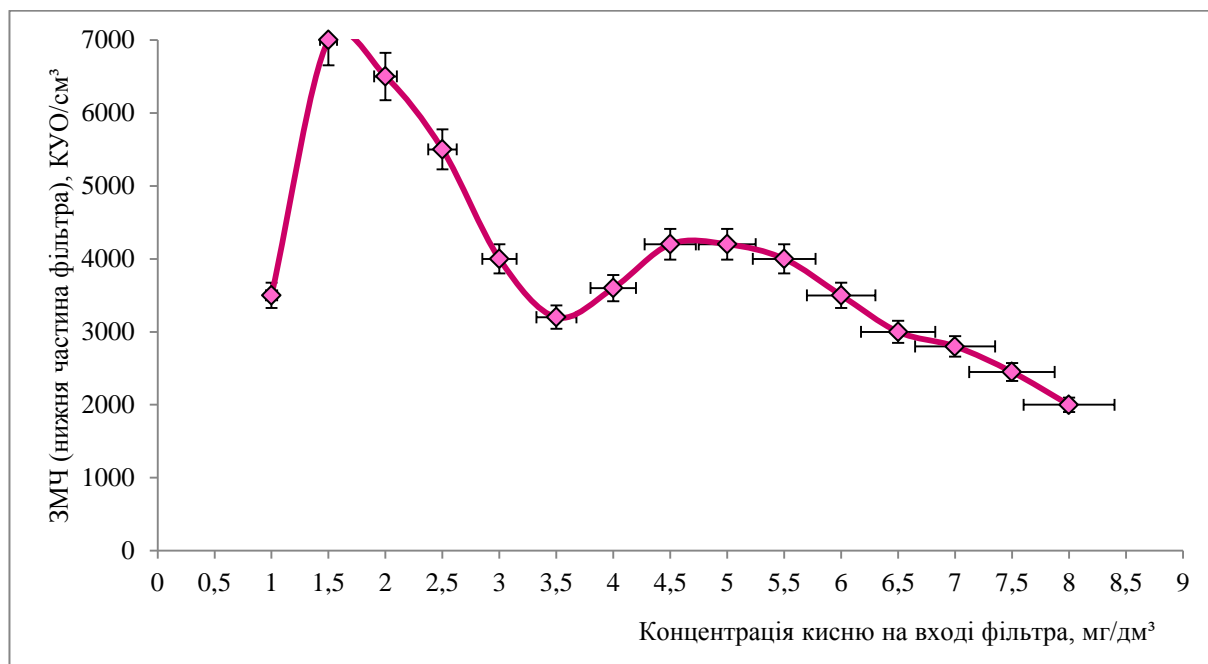


Рис. 4.6. Загальне мікробне число у нижній частині фільтру в залежності від рівня аерації

Найбільша кількість мікроорганізмів у фільтруючому завантаженні спостерігалась при концентрації розчиненого кисню - $1,5 \text{ мг/дм}^3$. Але при цьому, зважаючи на дані рис. 4.3 та рис. 4.4, процеси нітрифікації та денітрифікації перебігали дуже повільно.

Зі збільшенням ступеня аерації величина ЗМЧ у нижній частині фільтру зменшувалась, проте інтенсивність нітрифікації підвищувалась до концентрації кисню - $5,5 \text{ мг/дм}^3$. За даної концентрації також спостерігався мінімальний вміст нітратів (рис. 4.4) та загальне мікробне число 4000 КУО/см^3 . При подальшому підвищенні аерації вміст мікроорганізмів та їх здатність до денітрифікації різко знижувались.

За результатами досліджень було визначено оптимальні концентрації кисню, за яких досягається найефективніше видалення з води амонію нітритів та нітратів. Найменша концентрація амонію у фільтраті - $0,11 \text{ мг/дм}^3$ фіксувалась при вмісті розчиненого кисню - 7 мг/дм^3 ; для нітритів ці показники відповідно дорівнювали $0,27 \text{ мг/дм}^3$ та $7,5 \text{ мг/дм}^3$; для нітратів - $2,4 \text{ мг/дм}^3$ та $5,5 \text{ мг/дм}^3$ відповідно. Докладно результати досліджень викладені у [323-325].

Аналізуючи дані, наведені у табл. 4.2, очевидно, що оптимальним рівнем аерації для одночасного проходження процесів нітрифікації та денітрифікації можна вважати - $5,5 \text{ мг/дм}^3$. За таких умов концентрація нітратів у фільтраті була найнижчою, а вміст амонію та нітритів знаходився у межах нормативних вимог до якості питної води.

Концентрація нітритів, найбільш небезпечних для здоров'я серед досліджуваних сполук, була найнижчою при концентрації розчиненого кисню - $7,5 \text{ мг/дм}^3$, але за цього рівня аерації різко зростав вміст нітратів, які в організмі людини або навколишньому середовищі можуть перетворюватись на нітрити, підвищуючи вміст останніх. Тому за оптимальний рівень аерації було прийнято - $5,5 \text{ мг/дм}^3$ розчиненого у воді кисня.

У дослідженнях деяких авторів [166], що вивчали процес нітрифікації питної води гетеротрофними нітрифікаторами *Acinetobacter* Y7 та Y16 на фільтрах за низьких температур, були одержані такі результати: оптимальний вміст розчиненого кисню - $7,41 \pm 0,22 \text{ мг/л}$ при 8°C і $9,59 \pm 0,25 \text{ мг/л}$ - при 2°C ; ефективність видалення амонію становила - $0,4 \pm 0,05$ та $0,25 \pm 0,05 \text{ мг/л NH}_4^+-\text{N}$ при 8 та 2°C відповідно.

Отже отримані під час наших досліджень результати щодо впливу кисню на процеси нітро- денітрифікації корелюють з результатами інших дослідників.

Таким чином під час здійснення наведеного циклу експериментів було отримано наступні результати.

Виявлено, що в умовах фільтрування на швидких фільтрах нітрифікація відбувається переважно у верхній частині фільтра (величини ЗМЧ - 52000 КУО/см³), а денітрифікація – у нижній (величина ЗМЧ - 4000 КУО/см³).

Визначено вплив різних концентрацій розчиненого кисню на перебіг процесів нітрифікації, денітрифікації та ефективність очищення води від сполук амонію, нітритів та нітратів. З'ясовано, що при підвищенні вмісту кисню до 7 мг/дм³ інтенсивність видалення амонію не зростає, а величина ЗМЧ у нижній частині фільтр знижується до 2000 КУО/см³.

Встановлено, що оптимальною дозою кисню у воді, яка подається на фільтрування, для одночасної реалізації процесів нітрифікації та денітрифікації можна вважати - 5,5 мг/дм³.

4.4. Розробка статистичної математичної моделі

Для можливості практичного впровадження біотехнологічної інтенсифікації роботи фільтрів деамонізації води шляхом внесення у завантаження фільтра культур мікроорганізмів необхідно було вирішити задачу з встановлення оптимальних параметрів процесу, зокрема, визначити кількість інокуляту нітри- і денітрифікуючих мікроорганізмів та концентрацію розчиненого кисню.

З цією метою було розроблено статистичну математичну модель, в якій за основні параметрами прийнято час перебування води у фільтрі (залежить від його конструктивних особливостей та швидкості фільтрування) та вміст у вхідній воді амонію та нітратів. При цьому перший фактор фізично не пов'язаний з іншими, а два інших - пов'язані між собою, оскільки в процесі нітрифікації відбувається перетворення амонію у нітрати.

З урахуванням сказаного модель другого порядку може бути описана наступним чином:

$$y_a = a_0 + a_1x_1 + a_{11}x_1^2 + a_2x_2 + a_{22}x_2^2 + a_3x_3 + a_{33}x_3^2 + a_{23}x_2x_3$$

$$y_b = b_0 + b_1x_1 + b_{11}x_1^2 + b_2x_2 + b_{22}x_2^2 + b_3x_3 + b_{33}x_3^2 + b_{23}x_2x_3$$

де y_a – оптимальний вміст розчиненого кисню на вході у фільтр, мг/дм³;

y_b – оптимальне значення фактору розподілення зон нітри- та денітрифікації (співвідношення висот);

x_1 - час перебування води у фільтрі, хв;

x_2 – вміст амонію на вході у фільтр, мг/дм³;

x_3 – вміст нітратів на вході у фільтр, мг/дм³;

a_{ij}, b_{ij} – статистичні коефіцієнти.

Остання складова кожного рівняння характеризує взаємний вплив вмісту амонію та нітратів у вихідній воді.

Для зручності розрахунків методом найменших квадратів рівняння нормовано по 1 за формулою:

$$x' = (x - x_{min}) / (x_{max} - x_{min}),$$

де x' – нормоване значення величини

x – ненормоване значення величин

x_{min}, x_{max} - границі достовірного діапазону параметрів, для яких здійснюється моделювання (табл. 4.3).

Таблиця 4.3. Достовірний діапазон величин моделі

Величина	Позначення	Мінімум	Максимум
Час перебування в фільтрі, хв	x_1	4	12
Вміст амонію, мг/дм ³	x_2	0	3
Вміст амонію, мг/дм ³	x_3	0	40

Коефіцієнти $a_{i,j}$ і $b_{i,j}$ моделі було визначено шляхом проведення ортогонального експерименту з використанням модельного розчину, приготовленого на підземній воді (без амонію і нітратів) та розрахованої кількості необхідних реагентів. (табл. 4.4).

Таблиця 4.4. Визначені коефіцієнти моделі

Значення i, j (індекси)	a_{ij}	b_{ij}
0	0,0145	0,6837
1	0,3231	-0,2675
11	0,1135	-0,1821
2	0,1487	0,4536
22	0,1785	0,3895
3	-0,3240	-0,1185
33	-0,3875	-0,1011
23	-0,1121	0,2205

4.5. Програмна реалізація моделі та оцінка її адекватності

Для можливості використання розробленої моделі необхідно здійснювати нормування величин. Крім того, ряд параметрів, наприклад, час перебування, також отримуються розрахунковим шляхом. Для зручності користування моделлю її було реалізовано у вигляді комп'ютерної програми мовою Apple Swift 4.0.

Отже, основними завданнями програми, які закладено в основу формування принципового алгоритму були:

- отримання даних від користувача через відповідні форми;
- перевірка даних щодо відповідності діапазнам моделювання, виведення відповідної інформації;
- нормування вихідних параметрів;
- завантаження коефіцієнтів моделі з файла;
- розрахунок нормованих значень вихідних параметрів;
- денормування (переведення в абсолютні величини) розрахованих параметрів;
- виведення результатів розрахунку.

Введення-виведення даних для платформи Mac OS реалізоване у вигляді одного статичного вікна з відповідною формою. Форма включає

підписи та текстові поля як для вхідних, так і для вихідних даних. Форма побудована з використанням XCode Interface builder.

Обробка даних форми здійснюється у відповідності до моделі Model-View-Controller (mvc), що полягає в розміщенні всього коду обробки в класі ViweController, який є нащадком класу NSViewController. У частині моделі процесів програма включає клас «Parametr» який відповідає технологічному параметру і містить інформацію щодо:

- назви параметру;
- його позначення в моделі;
- діапазон гранично допустимих значень;
- поточне значення параметру в даному розрахунку

Клас також вміщує функціональність для перевірки допустимих значень (властивість isValid) і нормування (властивість normalValue). Лістинг програми опису класу наведено на рис. 4.7.

Клас об'явлено таким, що відповідає протоколу Codable для забезпечення можливості збереження даних в файл. Враховуючи, що всі дані класу являють собою прості типи відсутня необхідність ручної реалізації елементів цього протоколу.

Крім описаної функціональності в клас також додані статичні властивість allParams та функція register (...), які використовуються для збереження всіх параметрів та їх пошуку за символьним позначенням.

Статистична математична модель у програмі представлена рядом структур даних типу «Формула». Кожна структура включає розрахунковий параметр, а також масив доданків, у кожного з яких вказано значення коефіцієнту моделі (a_{ij} або b_{ij}), та масив позначень параметрів даного доданку (наприклад " x_1 ", " x_1, x_2 " або " x_2, x_2 " для випадку x_2^2). Структура послідовно розраховує значення кожного з доданків та розміщує їх суму у відповідне поле результуючого параметру.

```

import Foundation
class Parametr: Codable{
    var name: String
    var varName: String
    var minValue: Double
    var maxValue: Double
    var value: Double
    var isValid: Bool{
        return value <= maxValue && value >= minValue
    }
    var normalValue: Double{
        get{
            return (value - minValue) / (maxValue - minValue)
        }set{
            value = newValue * (maxValue - minValue) + minValue
        }
    }
    init (name: String, varName: String, minValue: Double, maxValue:
Double, value: Double = 0){
        self.name = name
        self.varName = varName
        self.minValue = minValue
        self.maxValue = maxValue
        self.value = value

        Parametr.register(self)
    }
    static var allParameters = [String: Parametr]()
    static func register(_ parametr: Parametr){
        allParameters[parametr.varName] = parametr
    }
}

```

Рис. 4.7. Лістинг класу параметру.

Лістинг структур формул наведено на рис. 4.8.

Для оцінки адекватності розробленої моделі для трьох точок було проведено експеримент з визначення оптимального вмісту кисню на границі розподілення зон нітри-денітрифікації.

```

import Foundation
struct Formula: Codable {
    var rezParametr: Parametr
    var elements: [Element]

    func countRezParametr(){
        var sum: Double = 0
        for elem in elements{
            var rez: Double = 1
            for varName in elem.varNames{
                rez = rez * (Parametr.allParams[varName]?.normalValue ?? 0)
            }
            sum += rez
        }
        rezParametr.normalValue = sum
    }
}
struct Element: Codable {
    var coeff: Double
    var varNames: [String]
}

```

Рис. 4.8. Лістинг структур формул

Результати порівняння отриманих експериментальних даних з прогнозом за моделлю, які наведено у табл. 4.5, засвідчили, що погрішність прогнозування моделі не перевищує 6,0 %, тобто є значно меншою величини, допустимої для інженерних розрахунків. Зовнішній вигляд програми - представлено на рис. 4.9.

Таблиця 4.5. Оцінка адекватності моделі

і	Параметри моделі			Оптимальне значення вмісту кисню, мг/дм ³			Границя розподілення зон нітри- денітрифікації, частка висоти		
	Час перебу- вання, хв	Амоній, мг/дм ³	Нітрати, мг/дм ³	Факт	Прогноз	Погрішність, %	Факт	Прогноз	Погрішність, %
1	8	1,5	0	5,80±0,04	5,72	1,0	0,78	0,733	6,0
2	8	0,8	30	3,12±0,06	3,17	2,3	0,56	0,557	0,5
3	12	2,0	30	8,70±0,04	8,81	2,4	0,88	0,905	2,8

Моделювання параметрів фільтра видалення амонію

Вихідні дані

Параметри біофільтра		Якість води	
Діаметр, м	0,8	Азот амонійний, мг/л	1,46
Висота завантаження, м	1,1	Нітрати, мг/л	7,6
		Нітрити, мг/л	0,2

Розрахувати дані за моделлю

Звіт	Розраховані показники
Розрахунок запущено	Вміст роч. кисню, мг/л
Зчитування коефіцієнтів.....ок	Інокулят нітрифік., л
Розрахунок параметрів.....ок	Інокулят денітрифік., л
Валідація параметрів.....ок	
Нормовані коефіцієнти моделі: A = 0,605713; B = 0,612156	
Розрахунок успішно завершено	

Рис. 4.9. Зовнішній вигляд програми для реалізації математичної моделі в середовищі Mac OS 10.13.5

Очевидно, що крім прогнозування оптимальної дози кисню (що, безумовно, важливо для ефективної експлуатації фільтрів), модель також надає можливість прогнозувати висоту границі розподілення зон нітриденітрифікації. Отже використання розробленої моделі дозволяє перейти до розробки технології інтенсифікації роботи фільтрів деамонізації шляхом внесення розрахованої кількості попередньо приготованих інокулятів нітри- та денітрифікуючих бактерій.

4.6. Технологія інтенсифікації фільтрів деамонізації шляхом введення інокулятів

Створення математичної моделі відкриває можливість для практичного впровадження біотехнологічної інтенсифікації роботи фільтрів деамонізації води шляхом внесення у завантаження фільтру культур мікроорганізмів

Принцип запропонованого методу полягає у попередній підготовці необхідної кількості інокуляту нітри- та денітрифікуючих мікроорганізмів з їх наступним перенесенням у знезаражене завантаження фільтрів.

Оскільки висота розподілення зон нітри- та денітрифікації невідома і залежить від ряду факторів (показники якості води, конструктивні особливості фільтра та ін.), її визначення може відбуватися шляхом прогнозування за розробленою математичною моделлю, опис якої наведений вище.

Таким чином, враховуючи результати усіх проведених досліджень було розроблено технологічну схему інтенсифікації роботи біофільтрів для видалення амонію, яку представлено на рис. 4.10.

Технологічна схема включає наступні головні стадії:

- приготування 3-х інокулятів рр. *Thiobacillus*, *Nitrosamonas* та *Nitrobacter* у розрахованій за комп'ютерною програмою кількості. Вміст клітин підтримується на рівні - $1,0-1,5 \cdot 10^6$ КУО/см³, контроль за їх кількістю здійснюється за оптичною густиною;

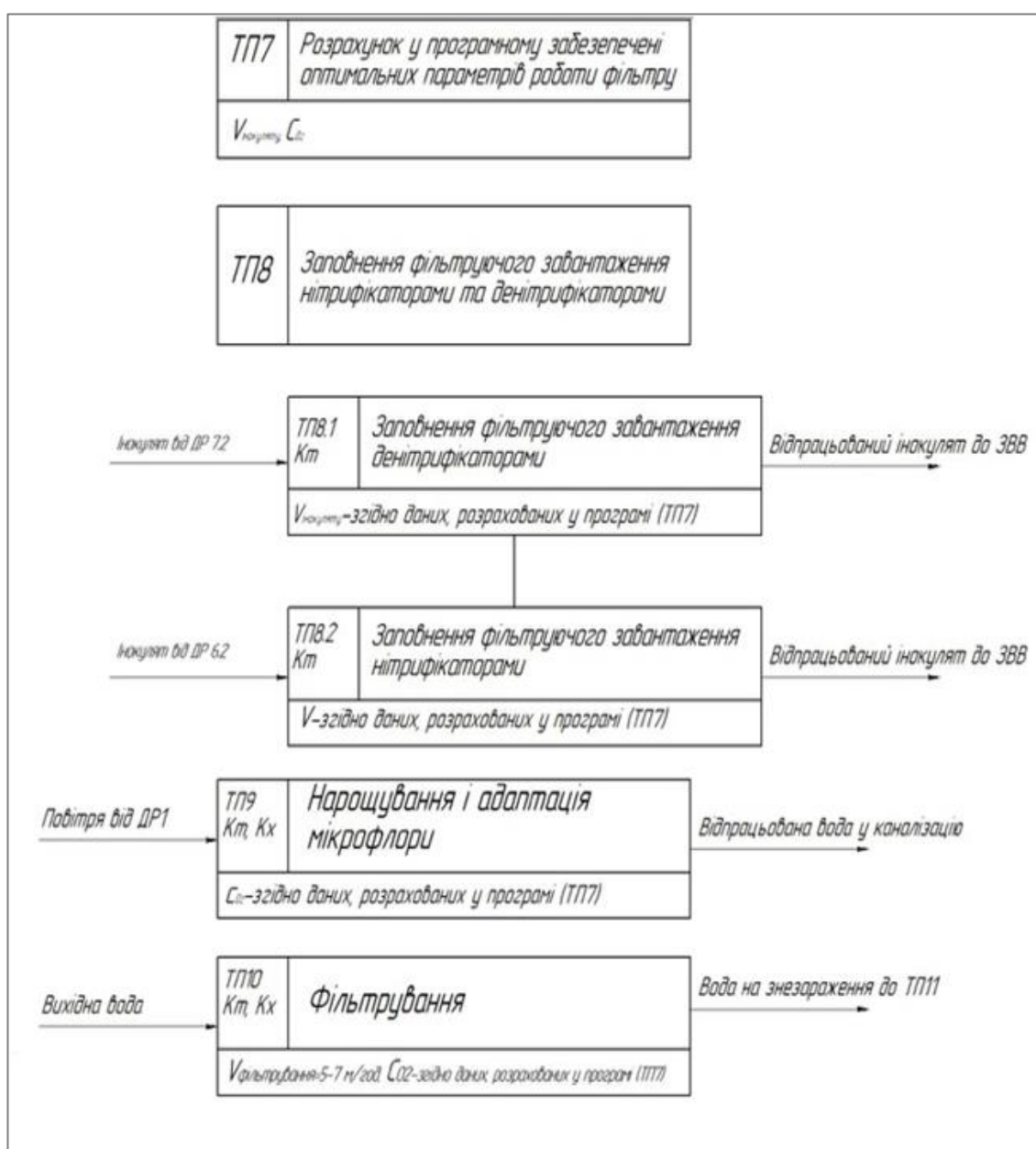
- інокулят 1 подається у нижню частину фільтра, де переважно відбуватиметься процес денітрифікації, і залишається в ньому протягом 80-90 хв. (цього часу достатньо для закріплення мікроорганізмів);

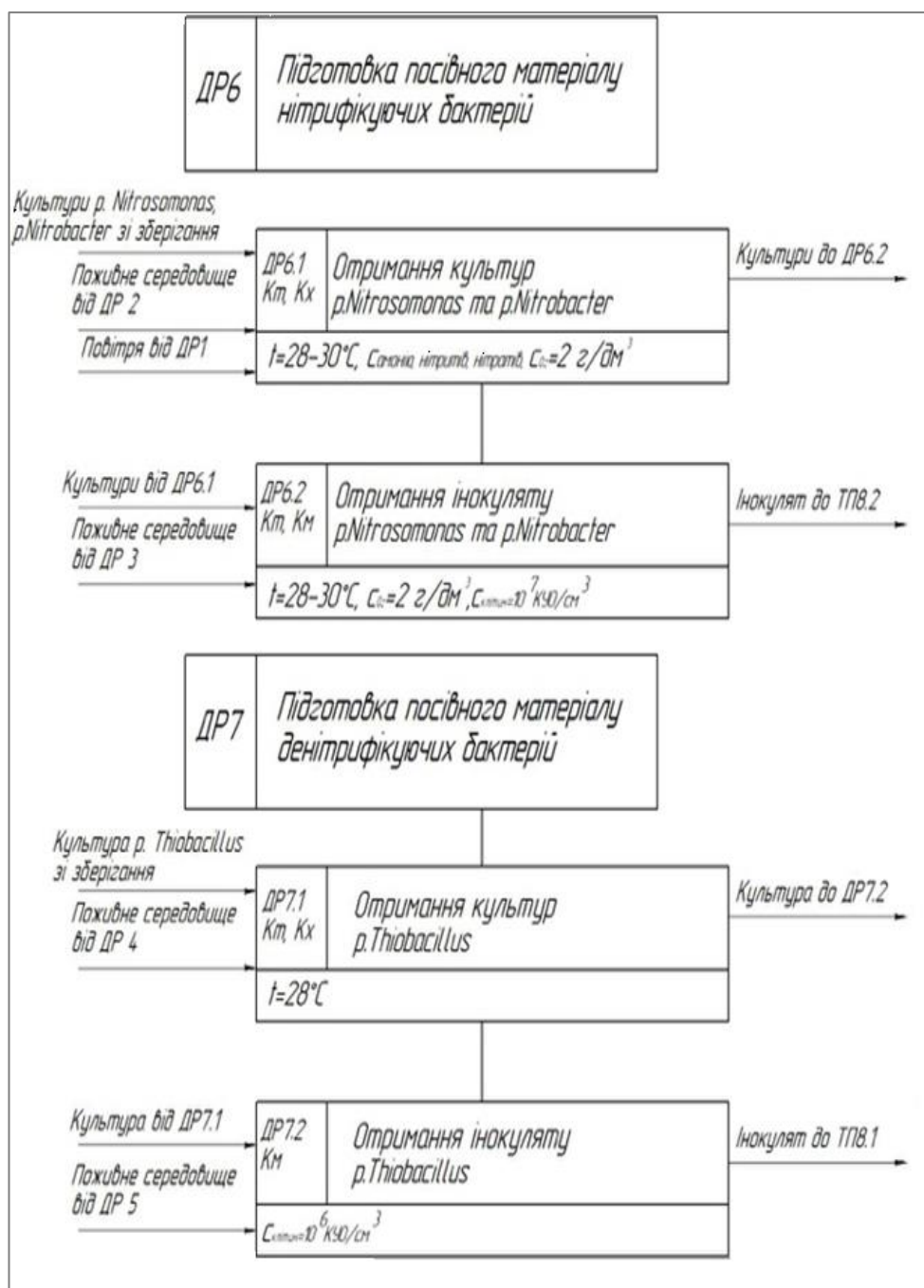
- суміш інокулятів 2 та 3, попередньо насичених киснем повітря (шляхом барботування), подається у фільтр і залишається в ньому протягом 80-90 хв., при цьому інокулят 1 також знаходиться у фільтрі;

- відпрацьовані інокуляти відводяться з фільтра в систему обробки промивних вод.

Умови культивування мікроорганізмів були обрані у відповідності до літературних даних, згідно яких: вміст клітин підтримується на рівні - $1,0-1,5 \cdot 10^6$ КУО/см³, контроль за їх кількістю здійснюється за оптичною густиною; у разі необхідності інокулят стандартизується.

При реалізації технології у промислових умовах подача інокуляту денітрифікуючих мікроорганізмів здійснюється насосом в нижню частину фільтра (в лабораторних умовах інокулят заливається у кількості визначеній відповідно до встановленого програмою значення).





б)

Рис. 4.10. Фрагмент технологічної схеми інтенсифікації роботи біофільтрів для видалення амонію:

а - основні стадії процесу, б - допоміжні стадії виробництва

Інша частина фільтра таким же чином заповнюється інокулятами нітрифікаторів. Враховуючи неасептичне середовище всередині фільтра, а

також можливість певного змішування розчинів інокулятів для подачі останніх може використовуватись той самий насос.

Необхідний час контакту інокуляту з завантаженням фільтрів складає 2-3 години. Після цього інокулят скидається, а у фільтр подається вода для очищення. Кількість повітря, що подається аератором встановлюється на рівні, розрахованому за моделлю.

По завершенню вказаних операцій фільтр може бути введений в експлуатацію. Протягом робочого режиму на вході фільтру підтримується оптимальна концентрація кисню повітря. Необхідний час для адаптації мікрофлори до умов води, яка подається на фільтр, складає, як правило, 1-2 доби, після чого фільтр виходить на задані параметри ефективності.

Апробація запропонованої технології, яку було здійснено на модельній установці «Culligan HiFlo-6 UX-40» при підтриманні оптимального режиму аерації, підтвердила можливість суттєвого скорочення підготовчого періоду її роботи (18 діб). За результатами експериментів, наведених у табл. 4.6 та на рис. 4.11, при застосуванні інокулятів вже на третю добу спостерігався необхідний рівень видалення з води амонію.

Таблиця 4.6. Ефективність видалення з води амонію на модельній установці без та з обробкою інокулятами

Доба	Ефективність видалення амонію, %	
	без обробки інокулятами	з обробкою інокулятами
1	48,6	24,6
2	73,4	30,9
3	90,5	32,8
4	91,3	37,1
5	90,9	37,7
6	91,4	45,3
7	92,2	48,9
8	91,8	60,1
9	91,6	65,9
10	92	68,3
11	91,2	69,6
12	91,3	76,3

	Ефективність видалення амонію, %	
13	91,4	86,2
14	91,8	87,9
15	90,5	87,1
16	90,6	89,1
17	90,9	91,3
18	91,1	92
19	91,2	92,1
20	91,1	91,4
21	90,2	91,2

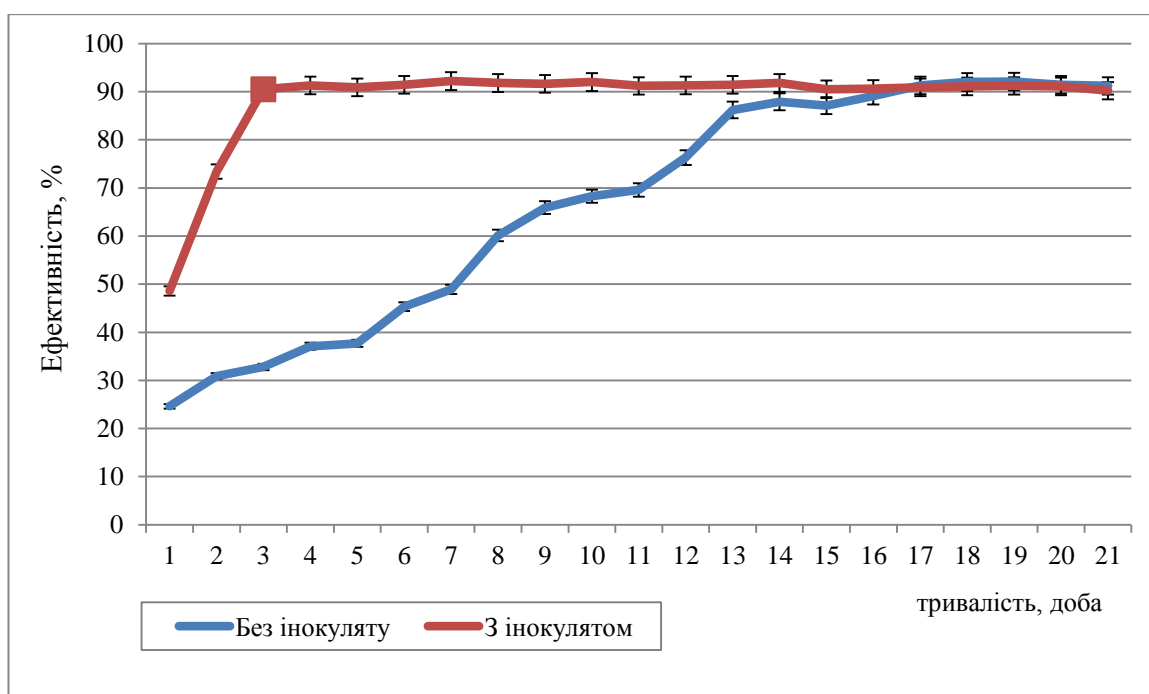


Рис. 4.11. Ефективність деамонізації води на модельній установці без та з обробкою інокулятами

Розроблена на підставі проведених досліджень біотехнологічна інтенсифікація процесу деамонізації води забезпечує економію матеріальних, енергетичних та інших ресурсів у порівнянні з існуючими методами завдяки можливості суттєвого скорочення непродуктивних витрат при експлуатації обладнання. Через потребу періодичного проведення підготовчого періоду роботи фільтрів деамонізації на водоочисних станціях необхідно передбачати

більшу кількість фільтрувального обладнання. Скорочення часу введення у робочий режим фільтрів, наприклад, до 2 діб, дозволить, з урахування вимог ДБН 2.5-74:2013 «Водопостачання. Зовнішні мережі і споруди», при кількості робочих фільтрів 8 од. зменшити кількість резервних - з 4 до 2 од., досягаючи таким чином значного зниження капітальних затрат.

Висновки до розділу 4

Представлені вище результати комплексних робіт з дослідження процесу деамонізації підземних вод дозволяє зробити наступні основні висновки.

Існуючі технології видалення з води амонію базуються на використанні біотехнологічного процесу, біологічним агентом якого є нітри- та денітрифікуючі бактерії, які природно утворюються в неасептичних умовах.

Хоча, як правило, в літературі відмічається роль у цьому процесі нітрифікаторів, в реальних умовах роботи фільтрів в нижній частині було виявлено значну кількість (до 30 % денітрифікаторів і, зокрема, *Thiobacillus Denitrificans*). Їх роль у процесі полягає не тільки в зменшенні кількості нітратів в очищеній воді, але й у зсуві рівноваги процесу нітрифікації, що сприяє більш глибокому видаленню амонію.

Недоліком існуючих фільтрів деамонізації є значний час формування необхідної мікрофлори, який протягом досліджень складав 16-18 діб. У цей період ефективність роботи фільтра була недостатньою для досягнення нормативних вимог до амонію у питній воді. Враховуючи, що протягом досліджень (приблизно через 2 місяці) виникла ситуація, яка призвела до необхідності перезапуску фільтра і непланової «зарядки» завантаження (накопичення мікрофлори), а отже і к зайвим витратам, для стабільної роботи водоочисного обладнання потрібний резерв фільтрів.

Подалання означеної проблеми може досягатися шляхом скорочення підготовчого періоду пуску фільтрів в експлуатацію за рахунок внесення

попередньо інокульованої мікрофлори нітри- та денітрифікаторів. Але оптимальне (близьке до природного) співвідношення кількості цих мікроорганізмів залежить від ряду факторів і зокрема параметрів фільтру, якості води та умов аерації.

На відміну від процесів нітри- та денітрифікації, застосованих у технології очищення стічних вод, де ці процеси відбуваються у різних спорудах, у випадку фільтрів деамонізації можливість управління аерацією води існує лише на вході фільтра, далі концентрація розчиненого кисню поступово знижується у завантаженні згори донизу.

Кількість розчиненого кисню на вході фільтра протилежно впливає на перебіг процесів в ньому. Збільшення вмісту кисню сприяє ефективній нітрифікації, але мікроаерофільні та анаеробні зони, необхідні для денітрифікації, при цьому не утворюються. Зменшення кількості кисню призводить до неефективної нітрифікації, а отже утворення недостатньої кількості нітратів, які є субстратом в процесі денітрифікації.

Встановлення основних закономірностей цих процесів та отримання ряду експериментальних даних дозволило розробити статистичну математичну модель другого порядку для опису залежності оптимальної дози кисню та співвідношення між зонами нітри- та денітрифікації. Оцінка адекватності моделі виявила, що рівень розбіжності між розрахунковими та експериментальними даними не перевищує 6 %.

На підставі одержаних результатів розроблено технологію інтенсифікації роботи фільтрів деамонізації, яка полягає у попередній підготовці інокулятів нітри- та денітрифікуючих мікроорганізмів та внесенні їх у завантаження фільтра у розрахованому за моделлю співвідношенні. Метод дозволяє скоротити час пуску фільтрів в експлуатацію з 16-18 до 2 діб, що, в свою чергу, дає змогу значно зменшити необхідну кількість резервного обладнання.

Результати експериментальних досліджень даного розділу наведено в таких публікаціях:

1. Біотехнологічні підходи для інтенсифікації видалення амонію при підготовці питної води/ О.В. Кравченко, О.С. Панченко. *Наукові вісті Національного технічного університету України «Київський політехнічний інститут»*. – 2017. - № 3 (110). – С. 34 – 40. (Особистий внесок – брав участь в плануванні експерименту, узагальненні результатів та підготовці статті).
2. Біологічна нітрифікація-денітрифікація у процесі підготовки питної води: сучасний стан і основні біологічні агенти / О.В. Кравченко, О.С. Панченко, В.В. Мотроненко, Є. Смілянець. *Innovative Biosystems and Bioengineering*. 2018. vol. 2, no. 1, С. 64-70. DOI: 10.20535/ibb.2018.2.1.130346 (Особистий внесок – брав участь в плануванні експерименту, узагальненні результатів та підготовці статті).
3. Вплив аерації на склад біоценозу та ефективність видалення нітрогеновмісних сполук на швидких фільтрах підготовки питної води / О.В. Кравченко, А.Ю. Галкін, О.С. Панченко. *Наукові вісті Національного технічного університету України «Київський політехнічний інститут»*. – 2018. – № 3 – С. 15 – 22. DOI: 10.20535/1810-0546.2018.3.130461 (Особистий внесок – брав участь в плануванні експерименту, узагальненні результатів та підготовці статті).
4. Кравченко О.В. Сучасні технології видалення амонію з питної води / О.В. Кравченко, О.С. Панченко // *Збірник доповідей Міжнародного конгресу «ЕТЕВК-2017»*, м. Чорноморськ, 12-16 черв. 2017. - С. 82-85.
5. Кравченко О.В. Розробка ефективної біотехнології для видалення азотвмісних речовин з питної води / О.В. Кравченко, О.С. Панченко, Є.Я. Смілянець // *Матеріали Міжнародної науково-практичної конференції «Природа для води»*, м. Київ, 22 березня 2018. - С. 146-147.

РОЗДІЛ 5. ІНТЕНСИФІКАЦІЯ ПРОЦЕСУ ДЕСТРУКЦІЇ ОРГАНІЧНИХ СПОЛУК НА ПОЛІГОНАХ ТПВ

5.1. Визначення фракційного складу ТПВ

Важлива роль біологічних процесів, які перебігають на полігонах ТПВ, відома давно. Вважається, що полігони можуть розглядатися як біологічний реактор, який працює за біотехнологічними принципами.

Для вирішення проблем поводження з ТПВ на полігонах, насамперед, необхідна розробка спеціальних біотехнологічних методів деструкції органічних сполук, які входять до їх складу, що дозволить суттєво знизити екологічне навантаження цих об'єктів комунальної інфраструктури на довкілля.

Проте до теперішнього часу глибоке вивчення особливостей функціонування мікроценозів мікроорганізмів у тілі полігонів відсутнє. Розробка біотехнологічних процесів уповільнюється через складний характер поведінки відходів, нерівномірність проміжків часу нашарування нового матеріалу, значну різницю у видовому та кількісному складі мікроценозів та інші фактори, що залежать від особистих параметрів полігонів. До останніх, насамперед, відносяться наявність джерел вуглецю, азоту та кисню, вологість, температура та інші показники, які, у свою чергу, залежать від морфологічного складу ТПВ, строку їх перебування на полігоні, кліматичних і погодних умов. Вони можуть суттєво відрізнятися і змінюватися у часі навіть на різних картах одного полігону[275].

Дослідження, здійснені на початковому етапі, стосувались вивчення морфологічного складу ТПВ, розташованих на полігонах м. Хмельницький та Кривий Ріг. Експериментальні вимірювання проводились з урахуванням положень «Методичних рекомендацій з визначення морфологічного складу

твердих побутових відходів», затверджених наказом Міністерства з питань житлово-комунального господарства України від 16.02.10 р. № 39.

Для визначення динаміки зміни складу відходів по окремих сезонах року, натурні польові дослідження здійснювались у зимовий, весняний, літній та осінній періоди року.

У м. Хмельницький зимовий етап досліджень був проведений у лютому 2017 року на території господарської ділянки міського полігону ТПВ. Всього було відібрано 36 проб ТПВ вагою не менше 50 кг кожна, первинні дані реєструвались у відповідних протоколах. Одержані при цьому узагальнені результати натурних вимірювань морфологічного складу ТПВ наведені у табл. 5.1 та на рис. 5.1.

Таблиця 5.1. Узагальнений морфологічний склад ТПВ (за масою) у зимовий період досліджень на полігоні м. Хмельницький

№	Назва морфологічної групи	Найменування компоненту ТПВ	Вміст компоненту, %	Вміст морфологічної групи, %
1	Картон та папір	Картон	2,77	11,95
		Папір	4,14	
		Композитний папір	5,03	
2	Скло та кераміка	Скляні пляшки білі та прозорі	6,71	10,81
		Скляні пляшки кольорові	3,66	
		Віконне скло	0,05	
		Кераміка	0,21	
		Інші види скла	0,18	
3	Метали	Чорні метали	0,21	0,93
		Кольорові метали	0,72	
4	Пластмаси	РЕТ-пляшки	3,38	9,15
		HDPE-контейнери	0,59	
		Інші пластикові матеріали	3,97	
		PP-пластик	0,71	
		Композитний пластик	0,51	
5	Відходи електронного та електричного обладнання	Невелика побутова техніка	0,06	0,08
		Комп'ютерна техніка	0,02	
		Телевізори та інші прилади з ел.-променевою трубкою	відс.	
6	Органічні відходи	Рослинна їжа	27,41	33,37
		Нерослинна їжа	5,96	
		Опале листя та трава	відс.	3,13
		Гілки та рослинна деревина	3,13	

№	Назва морфологічної групи	Найменування компоненту ТПВ	Вміст компоненту, %	Вміст морфологічної групи, %
		Текстиль	9,39	9,39
7	*Будівельні та ремонтні відходи	Бетон	2,32	15,99
		Асфальт	відс.	
		Пиломатеріали	2,21	
		Гіпсокартон	3,99	
		Ґрунти	відс.	
		Змішані відходи будівництва	7,47	
8	Небезпечні відходи	Фарба	0,28	1,24
		Відходи транспортних засобів та їх обладнання	0,28	
		Відпрацьовані масла	0,67	
		Акумулятори	відс.	
		Змішані шкідливі побутові засоби	відс.	
9	Великогабаритні відходи	Великогабаритні відходи	відс.	
10	Інші	Несортований залишок	3,96	3,96

Примітки: *- відходи у складі змішаних ТПВ

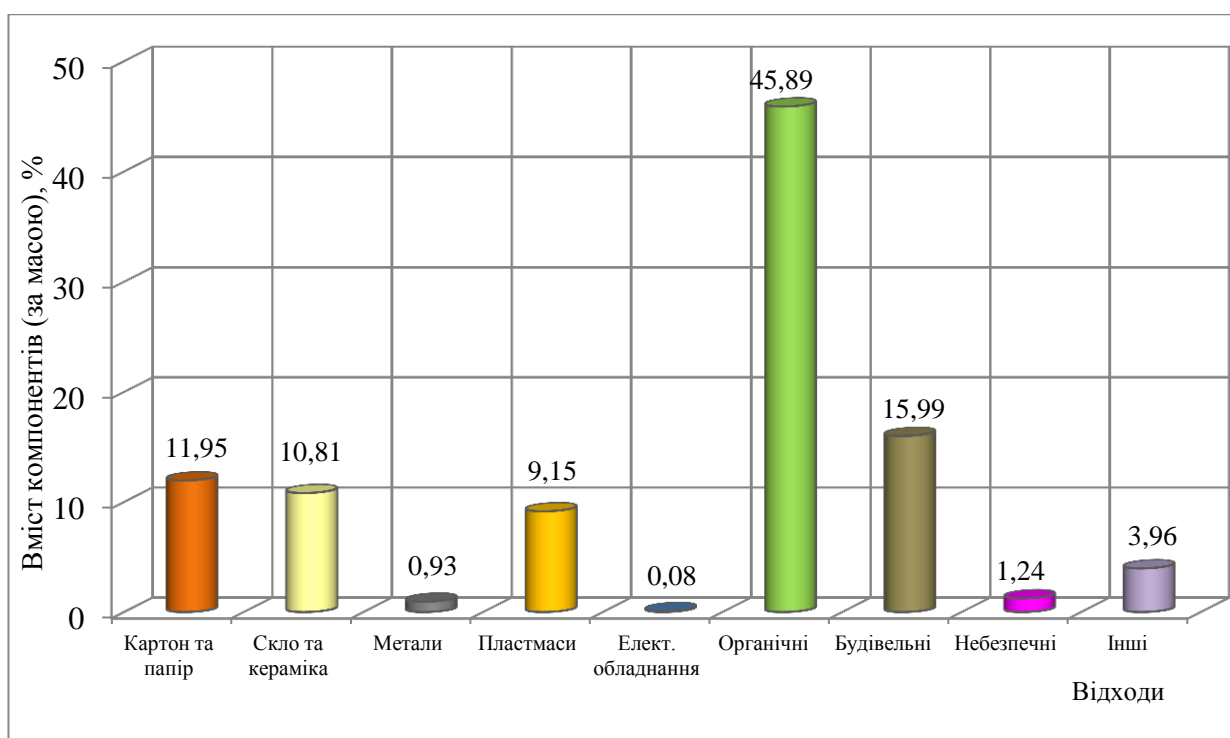


Рис. 5.1. Узагальнений морфологічний склад ТПВ у зимовий період
(м. Хмельницький)

Результати натурних досліджень засвідчили, що найбільший відсоток у загальній масі змішаних ТПВ, припадав на органічні відходи – в середньому 45,89 %, серед яких вологі біодоступні харчові відходи, зокрема, рослинна та нерослинна їжа, становили - 33,37 %. Несортований та некласифікований залишок ТПВ після вилучення компонентів складав - 3,96 %, а загальний вміст горючих компонентів - 69,2 %.

Частка картону та паперу, а також композитного паперу у загальній масі змішаних ТПВ дорівнювала - 11,9 %, при цьому понад 80 % картону та паперу були забруднені біодоступними харчовими відходами та насичені вологою (снігом та вологою від харчових відходів). Загальний вміст скла в змішаних ТПВ становив - 10,59 %, скляних пляшок - 10,37 %, пластмас - 9,15 %.

За період проведення даних досліджень у пробах змішаних ТПВ були відсутні телевізори та інші прилади, що містять електронно-променеву трубку, опале листя і трави, асфальт і ґрунти, акумулятори і змішані шкідливі побутові засоби. Будівельні, ремонтні, великогабаритні відходи, гілки, рослинна деревина, опале листя, трава та промислові відходи, які дозволені до вивезення на полігони ТПВ, збираються та транспортуються окремо від змішаних ТПВ.

Загальна кількість змішаних ТПВ, вивезених на полігон ТПВ м. Хмельницький протягом досліджень в лютому 2017 р., складала - 5863,64 т. За цей період у складі змішаних ТПВ було визначено наступний вміст складових компонентів: вторинна сировина - 1871,1 т, органічні відходи - 2691,4 т, небезпечні відходи та відходи електронного і електричного обладнання - 77,4 т, несортований залишок - 231,6 т. Масовий баланс компонентів за морфологічними групами у складі змішаних ТПВ в лютому 2017 року наведено у табл. 5.2.

Таблиця 5.2. Масовий баланс компонентів за морфологічними групами у складі змішаних ТПВ (м. Хмельницькій, лютий 2017 р.)

№	Назва морфологічної групи	Вміст компонентів за морфологічними групами	
		%	т
1	Картон та папір	11,95	700,71
2	Скло та кераміка	10,81	633,86
3	Метали	0,93	54,53
4	Пластмаси	9,15	536,52
5	Відходи електронного та електричного обладнання	0,08	4,69
6	Органічні відходи	45,89	2691,41
7	*Будівельні та ремонтні відходи	15,99	937,6
8	Небезпечні відходи	1,24	72,71
9	Інші	3,96	231,61
	Разом		5863,64

Примітки: *- відходи у складі змішаних ТПВ

Натурні польові дослідження у весняний період були проведені у травні 2017 року на території тієї самої, що і у попередніх експериментах, господарської ділянки полігону ТПВ м. Хмельницький. Всього було відібрано 36 проб ТПВ вагою не менше 50 кг кожна.

Згідно здійснених експериментальних вимірювань морфологічного складу ТПВ, результати яких наведено у табл. 5.3 та на рис. 5.2, найбільший вміст за масою змішаних ТПВ у досліджуваній період належав органічним відходам і складав в середньому - 45,26 %, серед яких вологі біодоступні харчові речовини (рослинна та нерослинна їжа) становили - 33,49 %. Несортований та некласифікований залишок ТПВ дорівнював - 4,14 %, загальний вміст горючих компонентів - 69,26 %.

Вміст картону та паперу, а також композитного паперу у загальній масі змішаних ТПВ складав - 11,91 %, при цьому приблизно 50 % картону та паперу були забруднені біодоступними харчовими відходами та насичені вологою. Загальний вміст скла в змішаних ТПВ становив - 14,51 %, скляних пляшок - 12,96 %, пластмас - 11,0 %.

Таблиця 5.3. Узагальнений морфологічний склад ТПВ (за масою) у весняний період досліджень на полігоні м. Хмельницький

№	Назва морфологічної групи	Найменування компоненту ТПВ	Вміст компоненту, %	Вміст морфологічної групи, %
1	Картон та папір	Картон	3,30	11,91
		Папір	3,48	
		Композитний папір	5,13	
2	Скло та кераміка	Скляні пляшки білі та прозорі	7,65	14,90
		Скляні пляшки кольорові	5,31	
		Віконне скло	0,98	
		Кераміка	0,39	
		Інші види скла	0,57	
3	Метали	Чорні метали	0,37	1,82
		Кольорові метали	1,44	
4	Пластмаси	PET-пляшки	6,78	11,00
		HDPE-контейнери	1,34	
		Інші пластикові матеріали	1,97	
		PP-пластик	0,80	
		Композитний пластик	0,11	
5	Відходи електронного та електричного обладнання	Невелика побутова техніка	0,59	0,73
		Комп'ютерна техніка	0,14	
		Телевізори та інші прилади з електр.-променевою трубкою	відс.	
6	Органічні відходи	Рослинна їжа	26,60	33,49
		Нерослинна їжа	6,89	
		Опале листя та трава	4,10	6,58
		Гілки та рослинна деревина	2,48	
		Текстиль	5,19	5,19
7	*Будівельні та ремонтні відходи	Бетон	0,13	7,08
		Асфальт	відс.	
		Пиломатеріали	0,51	
		Гіпсокартон	0,95	
		Ґрунти	0,96	
		Змішані відходи будівництва	4,54	
8	Небезпечні відходи	Фарба	0,35	2,07
		Відходи транспортних засобів та їх обладнання	1,44	
		Відпрацьовані масла	відс.	
		Акумулятори	0,29	
		Змішані шкідливі побутові засоби	відс.	
9	Великогабаритні відходи	Великогабаритні відходи	1,09	1,09
10	Інші	Несортований залишок	4,14	4,14

Примітки: *- відходи у складі змішаних ТПВ

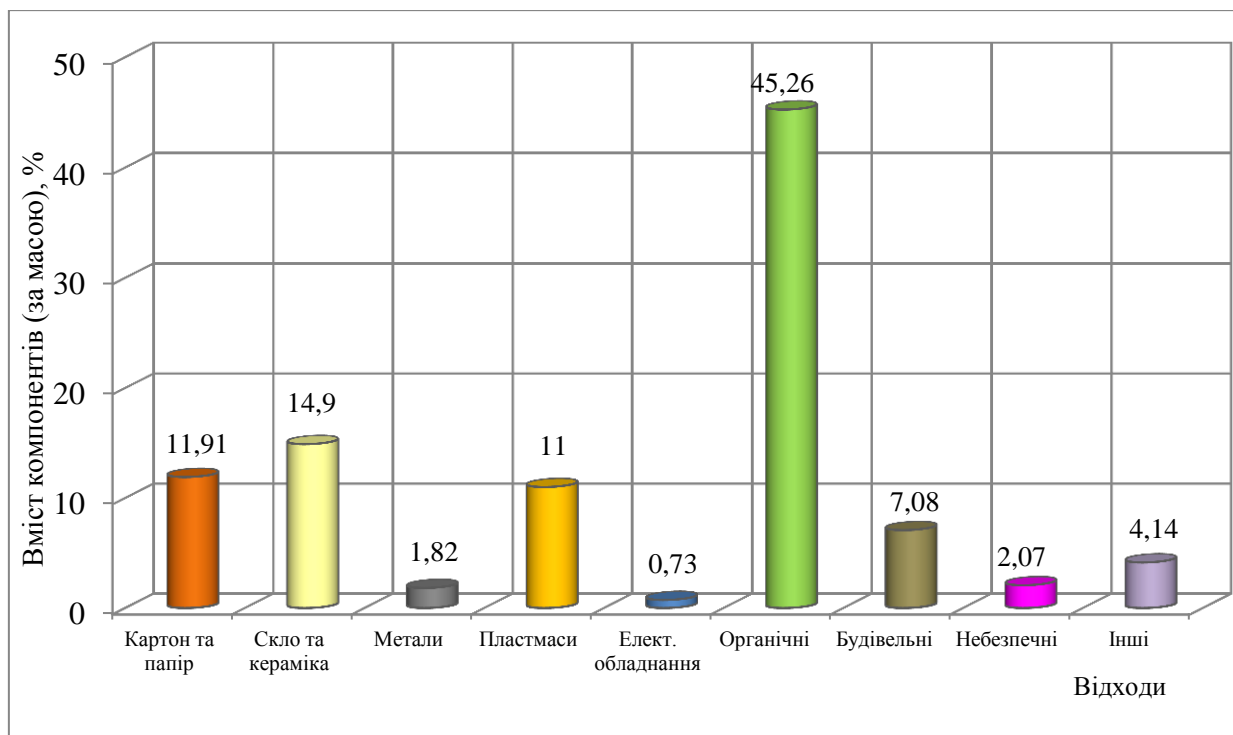


Рис. 5.2. Узагальнений морфологічний склад ТПВ у весняний період досліджень (м. Хмельницький)

Під час експериментів стандартна похибка серії вимірювань в середньому складала - 1,15, похибка вимірювань – не перевищувала 5 %.

У весняний період досліджень, як і у зимовий, в пробах змішаних ТПВ були відсутні телевізори та аналогічні прилади, опале листя і трави, асфальт і ґрунти, акумулятори і змішані шкідливі побутові засоби.

Загальна кількість змішаних ТПВ, яку було вивезено на полігон ТПВ м. Хмельницький під час досліджуваного періоду у травні 2017 р. становив - 7345,0 т. За цей період у складі змішаних ТПВ було визначено наступну кількість складових компонентів: вторинна сировина - 1682,8 т, органічні відходи - 3324,3 т, небезпечні відходи та відходи електронного і електричного обладнання - 152,0 т, несортований залишок - 304,1 т. Масовий баланс компонентів за морфологічними групами у складі змішаних ТПВ в травні 2017 року наведено у табл. 5.4.

Таблиця 5.4. Масовий баланс компонентів за морфологічними групами у складі змішаних ТПВ (м. Хмельницькій, травень 2017 р.)

№	Назва морфологічної групи	Вміст компонентів за морфологічними групами	
		%	т
1	Картон та папір	11,91	874,8
2	Скло та кераміка	14,90	1094,4
3	Метали	1,82	133,7
4	Пластмаси	11,00	808,0
5	Відходи електронного та електричного обладнання	0,73	53,6
6	Органічні відходи	45,26	3324,3
7	*Будівельні та ремонтні відходи	7,08	520,0
8	Небезпечні відходи	2,07	152,0
9	Великогабаритні відходи	1,09	80,1
10	Інші	4,14	304,1
	Разом		7345,00

Примітки: *- відходи у складі змішаних ТПВ

Натурні дослідження у літній період були проведені аналогічно попереднім у липні 2017 року на тій же ділянці полігону ТПВ м. Хмельницький. Всього було відібрано 30 проб ТПВ вагою не менше, ніж 50 кг кожна. Одержані при цьому результати зведено у табл. 5.5 та на рис. 5.3.

Таблиця 5.5. Узагальнений морфологічний склад ТПВ (за масою) у літній період досліджень на полігоні м. Хмельницький

№	Назва морфологічної групи	Найменування компоненту ТПВ	Вміст компоненту, %	Вміст морфологічної групи, %
1	Картон та папір	Картон	1,91	6,79
		Папір	1,38	
		Композитний папір	3,50	
2	Скло та кераміка	Скляні пляшки білі та прозорі	7,90	17,87
		Скляні пляшки кольорові	7,51	
		Віконне скло	відс.	
		Кераміка	1,45	
		Інші види скла	1,02	
3	Метали	Чорні метали	0,13	1,04

№	Назва морфологічної групи	Найменування компоненту ТПВ	Вміст компоненту, %	Вміст морфологічної групи, %
		Кольорові метали	0,90	
4	Пластмаси	РЕТ-пляшки	5,28	11,04
		HDPE-контейнери	1,25	
		Інші пластикові матеріали	3,53	
		РР-пластик	0,37	
		Композитний пластик	0,60	
5	Відходи електронного та електричного обладнання	Невелика побутова техніка	0,35	0,46
		Комп'ютерна техніка	відс.	
		Телевізори та інші прилади з електр.-променевою трубкою	0,12	
6	Органічні відходи	Рослинна їжа	15,19	16,58
		Нерослинна їжа	1,39	
		Опале листя та трава	8,63	12,94
		Гілки та рослинна деревина	4,31	
		Текстиль	14,46	14,46
7	*Будівельні та ремонтні відходи	Бетон	0,15	12,92
		Асфальт	відс.	
		Пиломатеріали	0,80	
		Гіпсокартон	3,05	
		Ґрунти	відс.	
		Змішані відходи будівництва	8,92	
8	Небезпечні відходи	Фарба	0,12	1,52
		Відходи транспортних засобів та їх обладнання	0,64	
		Відпрацьовані масла	0,24	
		Акумулятори	відс.	
		Змішані шкідливі побутові засоби	0,51	
9	Великогабаритні відходи	Великогабаритні відходи	відс.	0,00
10	Інші	Несортований залишок	4,38	4,38

Примітки: *- відходи у складі змішаних ТПВ

Згідно одержаних результатів у загальній масі змішаних ТПВ протягом літнього циклу досліджень середній вміст складових компонентів був наступним: органічні відходи – 43,98 %, в тому числі вологі біодоступні харчові відходи (рослинна та нерослинна їжа) - 16,58 %; несортований та некласифікований залишок ТПВ після вилучення компонентів - 4,38 %, загальний вміст горючих компонентів - 61,81 %.

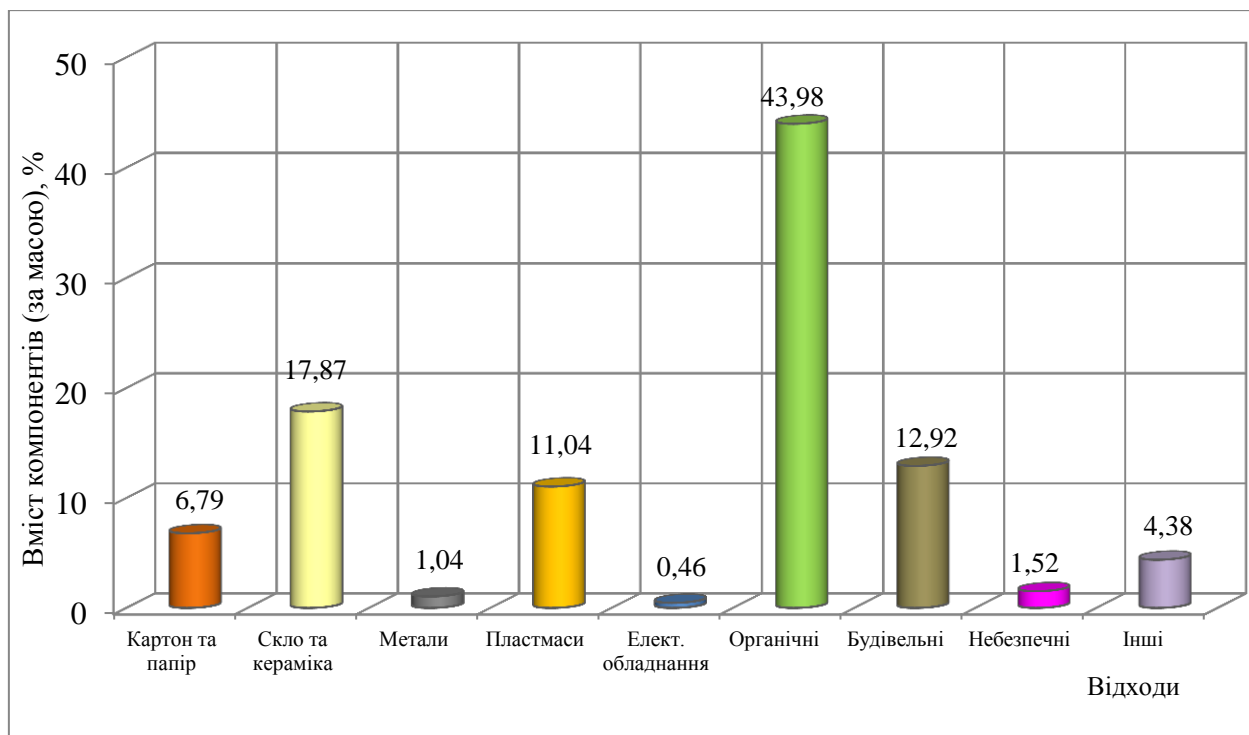


Рис. 5.3. Узагальнений морфологічний склад ТПВ у літній період досліджень (м. Хмельницький)

Вміст картону та паперу, а також композитного паперу в загальній масі змішаних ТПВ складав - 6,79 %, при цьому біля 30 % картону та паперу були забруднені біодостіпними харчовими відходами та насичені вологою. Загальний вміст скла в змішаних ТПВ дорівнював - 16,43 %, скляних пляшок - 15,41 %, пластмас - 11,04 %.

Стандартна похибка серії вимірювань на протязі експериментів в середньому складала - 2,92, похибка вимірювань – не перевищувала 5 %.

Загальна кількість змішаних ТПВ, вивезена на полігон ТПВ м. Хмельницький протягом експериментів у липні 2017 р., становила - 1501,53т. В цей період у складі змішаних ТПВ вторинна сировина складала - 551,66 т, органічні відходи - 660,67 т, небезпечні відходи та відходи електронного і електричного обладнання - 6,91 т, несортований залишок - 65,77 т. Масовий баланс компонентів за морфологічними групами у складі змішаних ТПВ у липні 2017 року наведено у табл. 5.6.

Таблиця 5.6. Масовий баланс компонентів за морфологічними групами у складі змішаних ТПВ (м. Хмельницькій, липень 2017 р.)

№	Назва морфологічної групи	Вміст компонентів за морфологічними групами	
		%	т
1	Картон та папір	6,79	101,95
2	Скло та кераміка	17,87	268,32
3	Метали	1,04	15,62
4	Пластмаси	11,04	165,77
5	Відходи електронного та електричного обладнання	0,46	6,91
6	Органічні відходи	43,98	660,37
7	*Будівельні та ремонтні відходи	12,92	194,00
8	Небезпечні відходи	1,52	22,82
9	Великогабаритні відходи	0,00	0,00
10	Інші	4,38	65,77
	Разом		1501,53

Примітки: *- відходи у складі змішаних ТПВ

Натурні польові дослідження в осінній період так само були здійснені на території господарської ділянки полігону ТПВ м. Хмельницький у вересні 2017 року. Всього було відібрано 28 проб ТПВ вагою не менше, ніж 50 кг кожна.

Одержані при цьому узагальнені результати натурних вимірювань морфологічного складу ТПВ наведені у табл. 5.7 та на рис. 5.4.

За результатами вимірювань у загальній масі змішаних ТПВ в осінній період найбільший вміст становили органічні відходи, середній вміст яких дорівнював – 45,05 %, в тому числі вологі біодоступні харчові відходи (рослинна та нерослинна їжа) - 24,64 %; несортований та некласифікований залишок ТПВ після вилучення компонентів - 11,88 %, загальний вміст горючих компонентів - 63,15 %.

Таблиця 5.7. Узагальнений морфологічний склад ТПВ (за масою) в осінній період досліджень на полігоні м. Хмельницький

№	Назва морфологічної групи	Найменування компоненту ТПВ	Вміст компоненту, %	Вміст морфологічної групи, %
1	Картон та папір	Картон	2,13	7,92
		Папір	1,00	
		Композитний папір	4,78	
2	Скло та кераміка	Скляні пляшки білі та прозорі	6,82	13,34
		Скляні пляшки кольорові	5,30	
		Віконне скло	відс.	
		Кераміка	0,67	
		Інші види скла	0,55	
3	Метали	Чорні метали	0,64	1,19
		Кольорові метали	0,55	
4	Пластмаси	РЕТ-пляшки	4,23	10,20
		HDPE-контейнери	1,80	
		Інші пластикові матеріали	2,34	
		РР-пластик	1,16	
		Композитний пластик	0,67	
5	Відходи електронного та електричного обладнання	Невелика побутова техніка	відс.	
		Комп'ютерна техніка	відс.	
		Телевізори та інші прилади з електронно-променевою рубкою	відс.	
6	Органічні відходи	Рослинна їжа	20,83	24,64
		Нерослинна їжа	3,81	
		Опале листя та трава	2,62	8,68
		Гілки та рослинна деревина	6,06	
		Текстиль	11,72	11,72
7	*Будівельні та ремонтні відходи	Бетон	відс.	9,87
		Асфальт	0,00	
		Пиломатеріали	0,49	
		Гіпсокартон	2,80	
		Ґрунти	0,37	
		Змішані відходи будівництва	6,21	
8	Небезпечні відходи	Фарба	відс.	0,58
		Відходи транспортних засобів та їх обладнання	відс.	
		Відпрацьовані масла	0,27	
		Акумулятори	відс.	
		Змішані шкідливі побутові засоби	0,30	
9	Великогабаритні відходи*	Великогабаритні відходи	відс.	0,00

№	Назва морфологічної групи	Найменування компоненту ТПВ	Вміст компоненту, %	Вміст морфологічної групи, %
10	Інші	Несортований залишок	11,86	11,86

Примітки: *- відходи у складі змішаних ТПВ

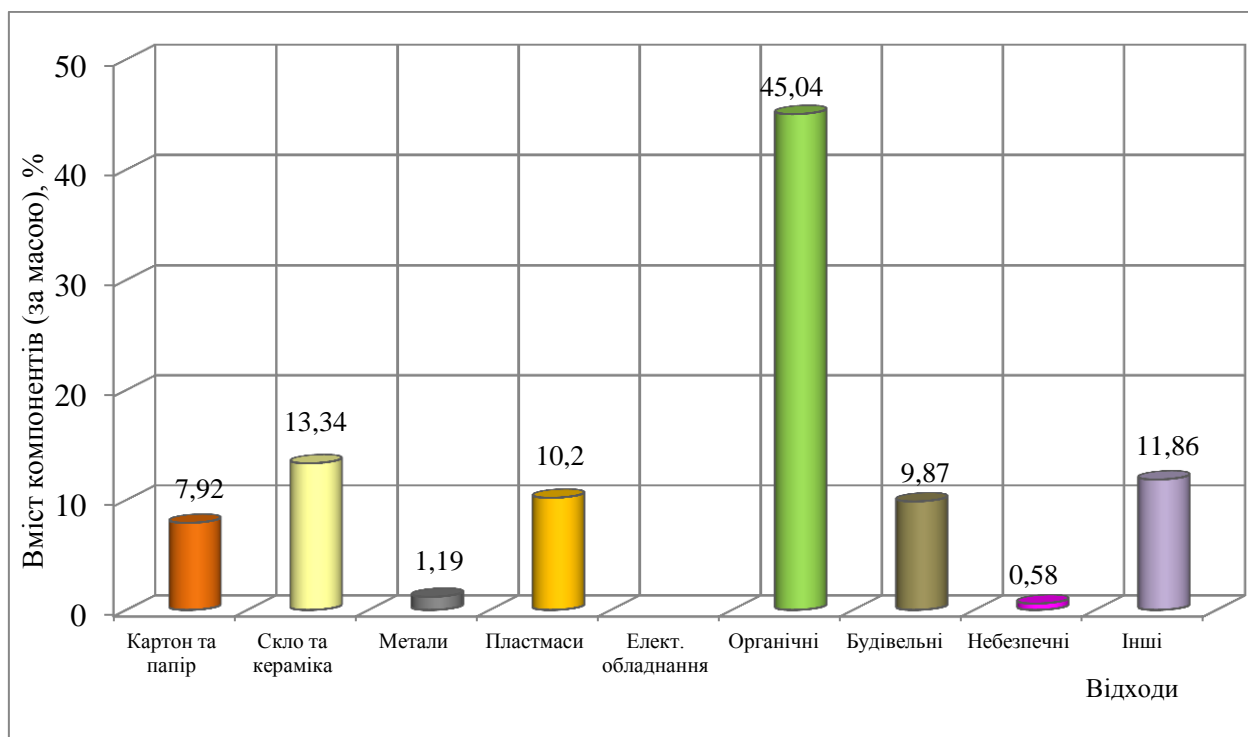


Рис. 5.4. Узагальнений морфологічний склад ТПВ в осінній період досліджень (м. Хмельницький)

Вміст картону та паперу, а також композитного паперу в загальній масі змішаних ТПВ дорівнював - 7,92 %, при цьому майже 50 % картону та паперу були забруднені біодостіпними харчовими відходами та насичені вологою. Загальний вміст скла в змішаних ТПВ дорівнював - 12,12 %, скляних пляшок - 12,12 %, пластмас - 10,20 %.

Стандартна похибка серії вимірювань в середньому складала - 1,41, похибка вимірювань – не перевищувала 5 %.

В пробах змішаних ТПВ за період дослідження не містилось: асфальту, бетону, віконного скла, відходів електронного та електричного обладнання, фарб, відходів транспортних засобів та їх обладнання, акумуляторів.

Загальна кількість змішаних ТПВ, яку було вивезено на полігон ТПВ м. Хмельницький з 4 по 8 вересня 2017 р. становила - 1434,72 т. В цей період у складі змішаних ТПВ вміст вторинної сировини становив - 468,43 т, органічні відходи - 646,20 т, небезпечні відходи та відходи електронного і електричного обладнання - 8,32 т, несортований залишок - 170,44 т. Масовий баланс компонентів за морфологічними групами у складі змішаних ТПВ протягом вказаного періоду у вересні 2017 року наведено у табл. 5.8.

Таблиця 5.8. Масовий баланс компонентів за морфологічними групами у складі змішаних ТПВ (м. Хмельницькій, вересень 2017 р.)

№	Назва морфологічної групи	Вміст компонентів за морфологічними групами	
		%	т
1	Картон та папір	7,92	113,63
2	Скло та кераміка	13,34	191,39
3	Метали	1,19	17,07
4	Пластмаси	10,20	146,34
5	Відходи електронного та електричного обладнання	відс.	відс.
6	Органічні відходи	45,04	646,20
7	*Будівельні та ремонтні відходи	9,87	141,61
8	Небезпечні відходи	0,58	8,32
9	Великогабаритні відходи	0,00	відс.
10	Інші	11,86	170,44
	Разом		1434,72

Примітки: *- відходи у складі змішаних ТПВ

За результатами отриманих на протязі різних сезонів року натурних досліджень було розраховано середньорічний вміст окремих компонентів морфологічного складу ТПВ. З наведених у табл. 5.9 та на рис. 5.5. даних видно, що органічні відходи (рослинна і нерослинна їжа, опале листя і трава, гілки і рослинна деревина, текстиль) становили в середньому на рік - 45,05 %, тобто близько половини від загальної маси відходів. Масовий середньорічний вміст картону та паперу дорівнював – 9,64 %, скла та кераміки – 14,24 %, металів - 1,24 %, пластмаси -10,35 %, електронно-

електричного обладнання – 0,32 %, будівельних матеріалів – 11,47 %, небезпечних та інших відходів – 1,16 та 6,09 % відповідно. Коливання вмісту картону, паперу, скла, кераміки та металів протягом окремих сезонів року були незначними, що характерно для великих населених пунктів. Максимальний вміст текстилю був зафіксований у літній та осінній періоди. При цьому, як вже вказувалось раніше, у пробах був відсутній асфальт та його фрагменти.

Таблиця 5.9. Узагальнені дані щодо морфологічного складу ТПВ (за масою) у період досліджень на полігоні м. Хмельницький

№	Назва морфологічної групи	Найменування компоненту ТПВ	Вміст компоненту у період досліджень, %				
			Зимовий	Весняний	Літній	Осінній	Середньорічний
1	Картон та папір	Картон	2,77	3,30	1,91	2,13	2,53
		Папір	4,14	3,48	1,38	1,00	2,50
		Композитний папір	5,03	5,13	3,50	4,78	4,61
2	Скло та кераміка	Скляні пляшки білі та прозорі	6,71	7,65	7,90	6,82	7,27
		Скляні пляшки кольорові	3,66	5,31	7,51	5,30	5,45
		Віконне скло	0,05	0,98	відс.	відс.	0,26
		Кераміка	0,21	0,39	1,45	0,67	0,68
		Інші види скла	0,18	0,57	1,02	0,55	0,58
3	Метали	Чорні метали	0,21	0,37	0,13	0,64	0,34
		Кольорові метали	0,72	1,44	0,90	0,55	0,90
4	Пластмаси	РЕТ-пляшки	3,38	6,78	5,28	4,23	4,92
		HDPE-контейнери	0,59	1,34	1,25	1,80	1,25
		Інші пластикові матеріали	3,97	1,97	3,53	2,34	2,95
		РР-пластик	0,71	0,80	0,37	1,16	0,76
		Композитний пластик	0,51	0,11	0,60	0,67	0,47
5	Відходи електронного та електр. обладнання	Невелика побутова техніка	0,06	0,59	0,35	відс.	0,25
		Комп'ютерна техніка	0,02	0,14	0,00	відс.	0,04
		Телевізори та інші прилади з елект.-промен. трубкою	відс.	відс.	0,12	відс.	0,03
6	Органічні відходи	Рослинна їжа	27,41	26,60	15,19	20,83	22,51
		Нерослинна їжа	5,96	6,89	1,39	3,81	4,51
		Опале листя та трава	0,00	4,10	8,63	2,62	3,84
		Гілки та рослинна деревина	3,13	2,48	4,31	6,06	4,00
		Текстиль	9,39	5,19	14,46	11,72	10,19

№	Назва морфологічної групи	Найменування компоненту ТПВ	Вміст компоненту у період досліджень, %				
			Зимовий	Весняний	Літній	Осінній	Середньорічний
7	*Будівельні та ремонтні відходи	Бетон	2,32	0,13	0,15	0,00	0,65
		Асфальт	відс.	відс.	відс.	відс.	відс.
		Пиломатеріали	2,21	0,51	0,80	0,49	1,00
		Гіпсокартон	3,99	0,95	3,05	2,80	2,70
		Ґрунти	відс.	0,96	відс.	0,37	0,33
		Змішані відходи будівництва	7,47	4,54	8,92	6,21	6,79
8	Небезпечні відходи	Фарба	0,28	0,35	0,12	відс.	0,19
		Відходи транспортних засобів та їх обладнання	0,28	1,44	0,64	відс.	0,59
		Відпрацьовані масла	0,67	0,00	0,24	0,27	0,30
		Акумулятори	відс.	0,29	відс.	відс.	0,07
		Змішані шкідливі побутові засоби	відс.	відс.	0,51	0,30	0,20
9	Великогабаритні відходи*	Великогабаритні відходи	відс.	1,09	відс.	відс.	0,27
10	Інші	Несортований залишок	3,96	4,14	4,38	11,86	6,09

Примітки: *- відходи у складі змішаних ТПВ

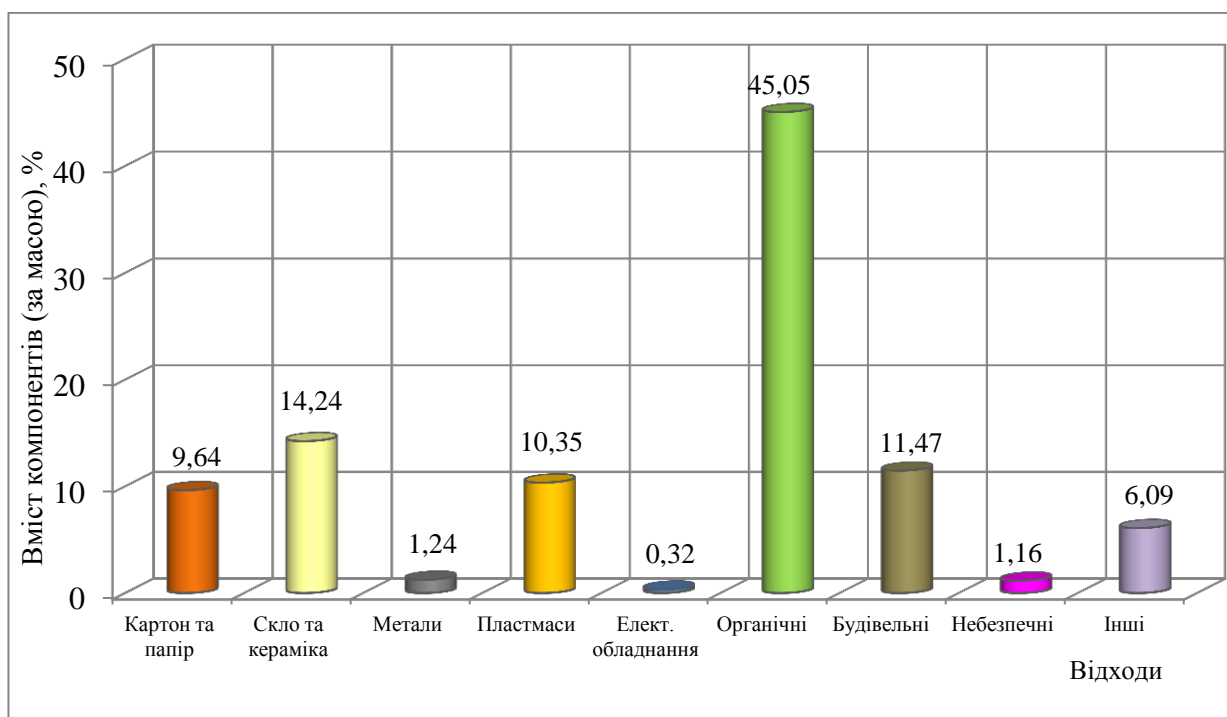


Рис. 5.5. Середньорічні показники морфологічного складу ТПВ у період досліджень (м. Хмельницький)

Щодо органічної фракції, то за окремими складовими компонентами вона характеризувалась наступним чином (рис. 5.6).

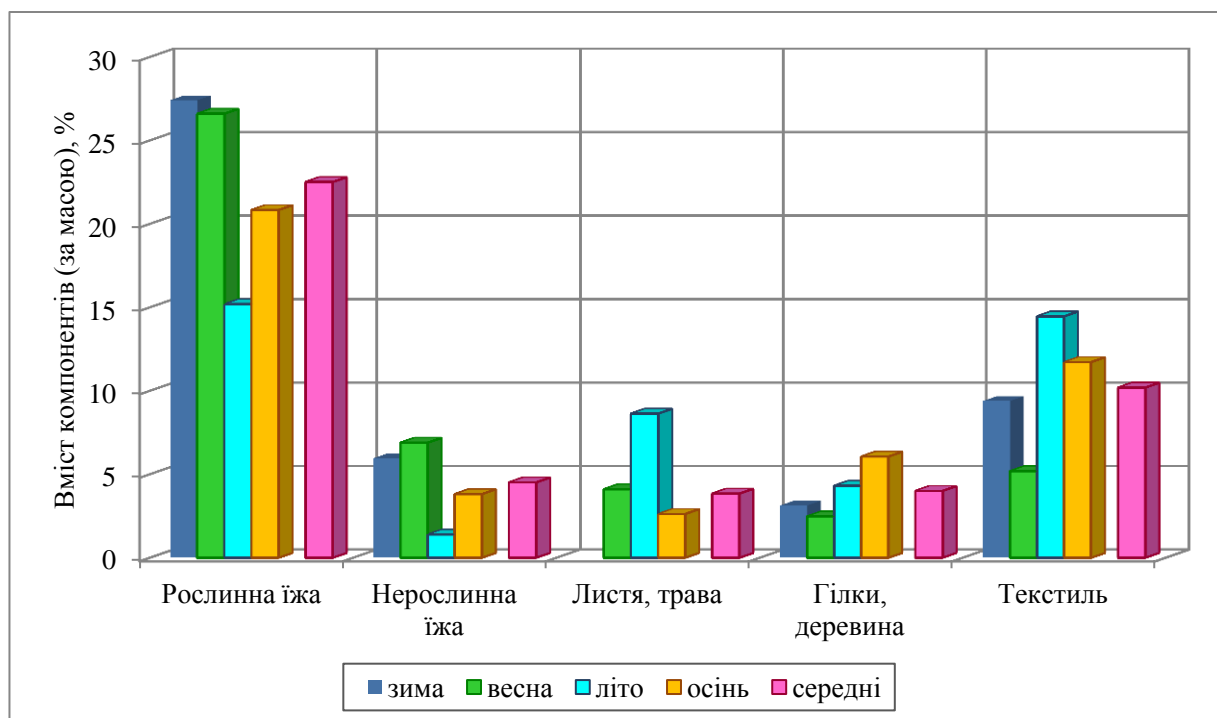


Рис. 5.6. Середньорічні показники окремих компонентів органічної фракції у період досліджень (м. Хмельницький)

Вміст біодоступних речовин, зокрема рослинної та нерослинної їжі, був найбільшим у зимовий (33,37 %) та весняний (33,49 %) періоди, у літній становив - 16,58 %, в осінній - 24,64 %. Максимальний вміст інших фракцій, що включали опале листя, траву, гілки, деревину рослинної сировини та текстиль спостерігався протягом літа (27,4 %) та осені (20,4 %), зимою від дорівнював - 12,52 %, весною - 11,77 % (рис. 5.6).

Узагальнений морфологічний склад твердих побутових відходів з урахуванням великогабаритних, будівельних та ремонтних відходів, визначений під час проведення досліджень на полігоні м. Хмельницький, наведено у табл. 5.10.

Таблиця 5.10. Середньорічні показники морфологічного складу ТПВ (за масою) з урахуванням великогабаритних, будівельних та ремонтних відходів у період досліджень на полігоні м. Хмельницький

№	Назва морфологічної групи	Найменування компоненту ТПВ	Вміст компоненту, %	Вміст компоненту, т
1	Картон та папір	Картон	2,45	1094,35
		Папір	2,42	1082,45
		Композитний папір	4,47	1996,03
2	Скло та кераміка	Скляні пляшки білі та прозорі	7,05	3147,75
		Скляні пляшки кольорові	5,28	2357,57
		Віконне скло	0,25	111,49
		Кераміка	0,66	294,43
		Інші види скла	0,56	251,13
3	Метали	Чорні метали	0,33	146,13
		Кольорові метали	0,87	390,76
4	Пластмаси	РЕТ-пляшки	4,77	2129,17
		HDPE-контейнери	1,21	539,06
		Інші пластикові матеріали	2,86	1278,37
		РР-пластик	0,74	329,06
		Композитний пластик	0,46	204,58
5	Відходи електронного та електричного обладнання	Невелика побутова техніка	0,24	108,24
		Комп'ютерна техніка	0,04	17,32
		Телевізори та інші прилади, з електронно-променевою трубкою	0,03	12,99
6	Органічні відходи	Рослинна їжа	21,82	9745,26
		Нерослинна їжа	4,37	1953,82
		Опале листя та трава	3,72	1661,55
		Гілки та рослинна деревина	3,87	1729,75
		Текстиль	9,88	4412,05
7	Будівельні та ремонтні відходи	Бетон	0,63	281,44
		Асфальт	0,00	0,00
		Пиломатеріали	0,97	434,06
		Гіпсокартон	2,62	1167,96
		Ґрунти	0,32	143,97
		Змішані відходи будівництва	6,58	2937,76
8	Небезпечні відходи	Фарба	0,18	81,18
		Відходи транспортних засобів та їх обладнання	0,57	255,46
		Відпрацьовані масла	0,29	127,73
		Акумулятори	0,07	31,39
		Змішані шкідливі побутові засоби	0,20	87,68
9	Великогабаритні відходи*	Великогабаритні відходи	0,26	117,99
10	Резина та шкіра		1,75	779,36
11	Великогабаритні відходи (завезені окремим транспортом)		2,24	1000,03
12	Будівельні та ремонтні відходи (завезені окремим транспортом)		0,81	362,16

№	Назва морфологічної групи	Найменування компоненту ТПВ	Вміст компоненту, %	Вміст компоненту, т
	транспортном)			
13	Несортований залишок		4,16	1856,40
14	Разом			44660,04

Окрім досліджень з визначення морфологічного складу відходів у м.Хмельницький, аналогічні експерименти було проведено у серпні-місяці 2017 року на території господарської ділянки полігону ТПВ, розташованої в районі ш. «Валявко-Південна» та у та місцях утворення ТПВ в окремих житлових районах міста Кривий Ріг.

Всього було відібрано 23 проби ТПВ вагою не менше, ніж 50 кг кожна. Одержані під час експериментів узагальнені результати вимірювань морфологічного складу ТПВ, які утворювались на полігоні у період літніх досліджень, наведені у в табл. 5.11-5.12 та на рис. 5.7.

Таблиця 5.11. Узагальнений морфологічний склад ТПВ (за масою) у літній період на полігоні м. Кривий Ріг

№	Назва морфологічної групи	Найменування компоненту ТПВ	Вміст компоненту, %	Вміст морфологічної групи, %
1	Картон та папір	Картон	2,88	9,36
		Папір	2,95	
		Композитний папір	3,53	
2	Скло та кераміка	Скляні пляшки білі та прозорі	3,97	9,59
		Скляні пляшки кольорові	5,28	
		Віконне скло	0,00	
		Кераміка	0,11	
		Інші види скла	0,24	
3	Метали	Чорні метали, кольорові метали	0,71	0,71
4	Пластмаси	PET-пляшки	5,04	12,55
		HDPE-контейнери	2,11	
		Інші пластикові матеріали	2,53	
		PP-пластик	2,02	
		Композитний пластик	0,84	
5	Відходи електронного та електричного обладнання	Невелика побутова техніка, комп'ютерна техніка, телевізори та інші прилади, що містять електронно-променеву трубку	0,33	0,33
6	Харчові відходи	Рослинного походження,	25,52	25,52

№	Назва морфологічної групи	Найменування компоненту ТПВ	Вміст компоненту, %	Вміст морфологічної групи, %
		нерослинна походження		
7	Відходи садівництва та зеленого господарства	Опале листя та трава, гілки та рослинна деревина	9,52	9,52
8	Текстиль	Текстиль	11,20	11,20
9	Гума, шкіра	Гума, шкіра	1,38	1,38
10	*Будівельні та ремонтні відходи	Бетон, асфальт, пиломатеріали, гіпсокартон, ґрунти, змішані відходи будівництва	11,02	11,02
11	Небезпечні відходи	Фарба, відходи транспортних засобів та їх обладнання, відпрацьовані масла, змішані шкідливі побутові засоби, акумулятори та батарейки	1,38	1,38
12	Великогабаритні відходи	Великогабаритні відходи	2,00	2,00
13	Інші	Несортований залишок	5,44	5,44

Примітки: *- відходи у складі змішаних ТПВ

Таблиця 5.12. Масовий баланс компонентів за морфологічними групами у складі змішаних ТПВ (полігон, м. Кривий Ріг)

№	Назва морфологічної групи	Вміст компонентів за морфологічними групами	
		%	т
1	Картон та папір	9,36	51,40
2	Скло та кераміка	9,60	52,70
3	Метали	0,71	3,90
4	Пластмаси	12,55	68,91
5	Відходи електронного та електричного обладнання	0,33	1,79
6	Харчові відходи	25,52	140,20
7	Відходи садівництва та зеленого господарства	9,52	52,30
8	Текстиль	11,20	61,50
9	Гума, шкіра	1,38	7,60
10	*Будівельні та ремонтні відходи	11,02	60,52
11	Небезпечні відходи	1,38	7,60
12	Великогабаритні відходи	2,00	10,98

№	Назва морфологічної групи	Вміст компонентів за морфологічними групами	
		%	т
13	Інші	5,44	29,90
	Разом		549,30

Примітки: *- відходи у складі змішаних ТПВ

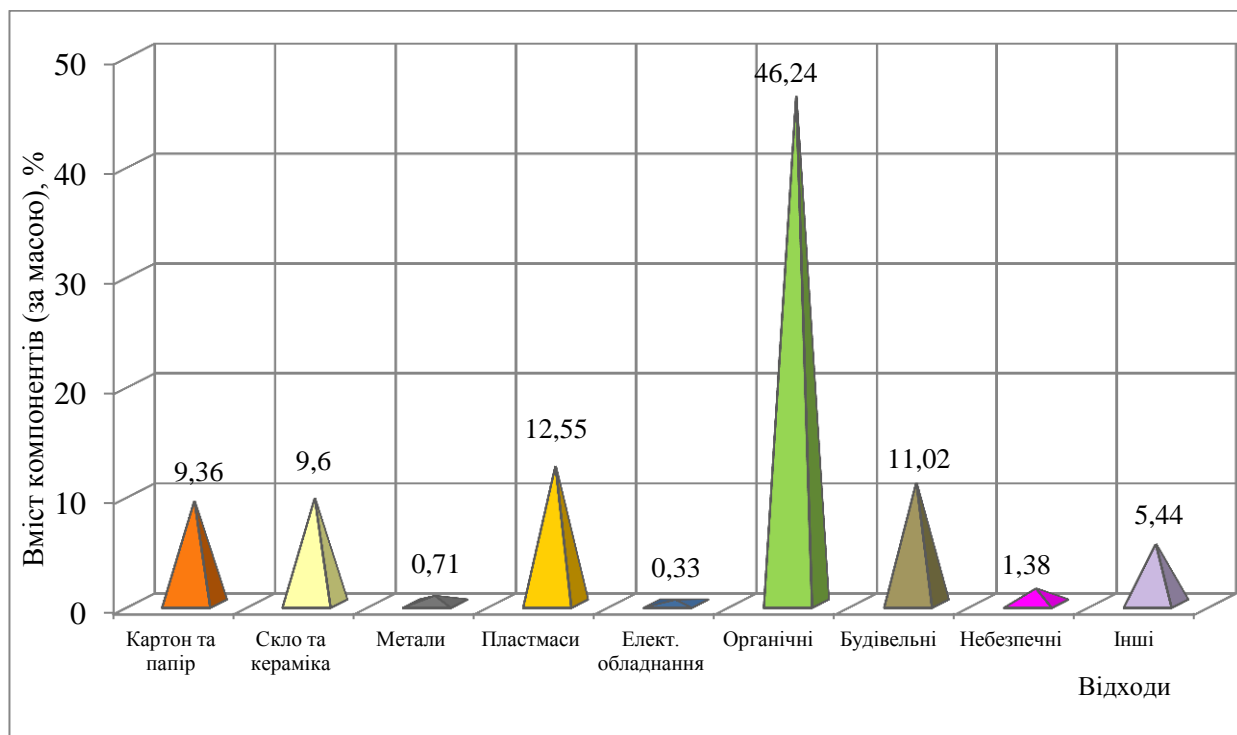


Рис. 5.7. Узагальнений морфологічний склад ТПВ у період досліджень (полігон, м. Кривий Ріг)

Згідно одержаних результатів у загальній масі змішаних ТПВ на полігоні протягом даних досліджень середній вміст складових компонентів був наступним: органічні відходи – 46,24 %, в тому числі вологі біодоступні харчові відходи (рослинна та нерослинна їжа) - 25,52 %; несортований та неклаифікований залишок ТПВ після вилучення компонентів - 5,44 %.

Вміст картону та паперу, а також композитного паперу в загальній масі змішаних ТПВ складав - 9,36 %, при цьому біля 40 % картону та паперу були забруднені біодостіпними харчовими відходами та насичені вологою. Загальний вміст скла в змішаних ТПВ дорівнював - 9,59 %, скляних пляшок - 5,28 %, пластмас - 12,55 %. У досліджуваних пробах

змішаних ТПВ не містилось асфальту, ґрунтів, віконного скла, комп'ютерної техніки та акумуляторів.

Стандартна похибка серії вимірювань в середньому дорівнювала - 2,86, похибка вимірювань не перевищувала - 5%.

Узагальнені дані натурних вимірювань морфологічного складу ТПВ, утворюваних у житлових районах м. Кривий Ріг, наведені у табл. 5.13-5.14 та на рис. 5.8.

Таблиця 5.13. Узагальнений морфологічний склад ТПВ (за масою) у літній період у житлових районах м. Кривий Ріг

№	Назва морфологічної групи	Найменування компоненту ТПВ	Вміст компоненту, %	Вміст морфологічної групи, %
1	Картон та папір	Картон	1,13	4,28
		Папір	2,47	
		Композитний папір	0,68	
2	Скло та кераміка	Скляні пляшки білі та прозорі	2,75	11,43
		Скляні пляшки кольорові	2,34	
		Віконне скло	4,51	
		Кераміка	1,36	
		Інші види скла	0,47	
3	Метали	Чорні метали	0,75	0,93
		Кольорові метали	0,18	
4	Пластмаси	РЕТ-пляшки	2,50	6,54
		HDPE-контейнери	2,39	
		Інші пластикові матеріали	0,85	
		РР-пластик	0,80	
		Композитний пластик	0	
5	Відходи електронного та електричного обладнання	Невелика побутова техніка, комп'ютерна техніка, телевізори та інші прилади, що містять електронно-променеву трубку	0,55	0,55
6	Харчові відходи	Рослинного походження, нерослинна походження	41,46	41,46
7	Відходи садівництва та зеленого господарства	Опале листя та трава, гілки та рослинна деревина	10,57	10,57
8	Текстиль	Текстиль	0,77	0,77
9	Гума	Гума	2,88	2,88
10	Шкіра	Шкіра	0,48	0,48
11	Будівельні та	Бетон, асфальт, пиломатеріали,	9,57	9,57

№	Назва морфологічної групи	Найменування компоненту ТПВ	Вміст компоненту, %	Вміст морфологічної групи, %
	ремонтні відходи*	гіпсокартон, ґрунти, змішані відходи будівництва		
12	Небезпечні відходи	Фарба, відходи транспортних засобів та їх обладнання, відпрацьовані масла, змішані шкідливі побутові засоби, акумулятори та батарейки	0,23	0,23
13	Великогабаритні відходи	Великогабаритні відходи	2,78	2,78
14	Інші	Несортований залишок	7,53	7,53

Примітки: *- відходи у складі змішаних ТПВ

Таблиця 5.14. Масовий баланс компонентів за морфологічними групами у складі змішаних ТПВ (житловий масив, м. Кривий Ріг)

№	Назва морфологічної групи	Вміст компонентів за морфологічними групами	
		%	т
1	Картон та папір	4,28	77,00
2	Скло та кераміка	11,43	205,50
3	Метали	0,93	16,70
4	Пластмаси	6,54	117,50
5	Відходи електронного та електричного обладнання	0,55	9,80
6	Харчові відходи	41,46	745,00
7	Відходи садівництва та зеленого господарства	10,57	190,00
8	Текстиль	0,77	13,80
9	Гума	2,88	51,80
10	Шкіра	0,48	8,70
11	Будівельні та ремонтні відходи*	9,57	172,00
12	Небезпечні відходи	0,23	4,20
13	Великогабаритні відходи	2,78	50,00
14	Інші	7,53	135,4
	Разом		1797,40

Примітки: *- відходи у складі змішаних ТПВ

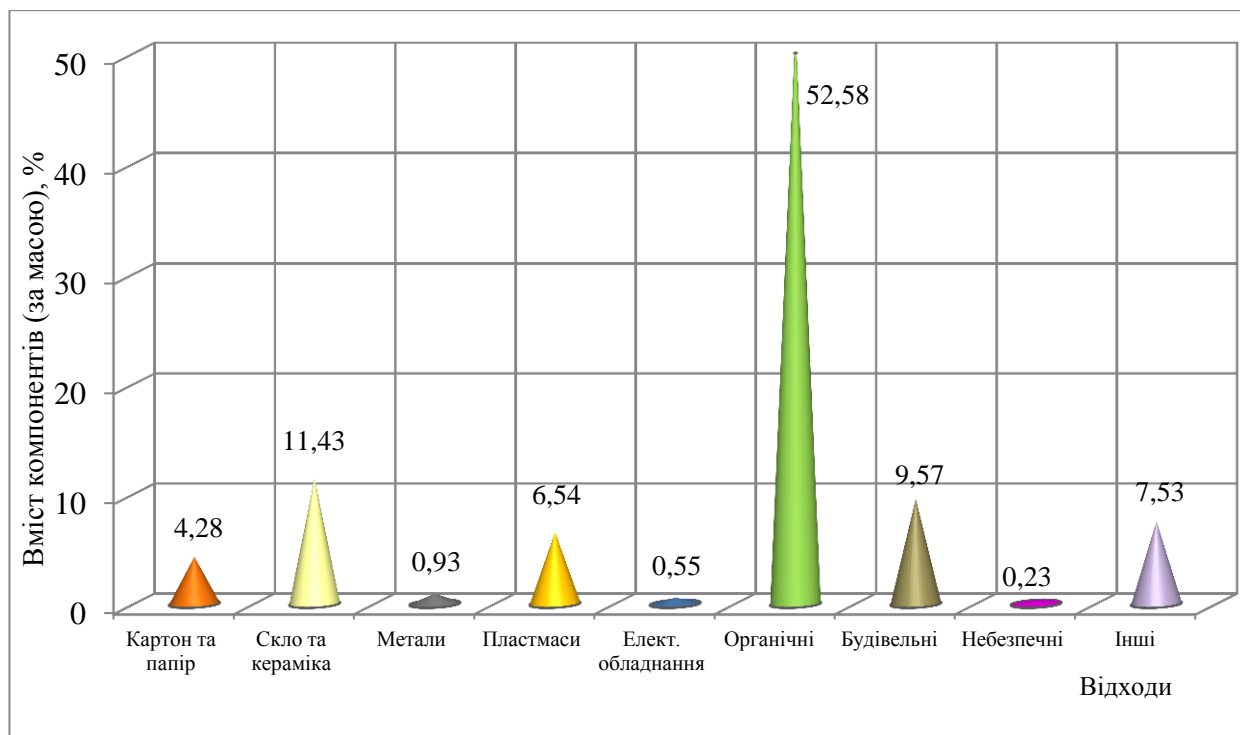


Рис. 5.8. Узагальнений морфологічний склад ТПВ у період досліджень (житловий масив, м. Кривий Ріг)

Згідно одержаних результатів у загальній масі змішаних ТПВ у житлових масивах протягом даних досліджень середній вміст складових компонентів був наступним: органічні відходи – 52,58 %, в тому числі вологі біодоступні харчові відходи (рослинна та нерослинна їжа) - 41,46 %; несортований та некласифікований залишок ТПВ після вилучення компонентів - 7,53 %.

Вміст картону та паперу, а також композитного паперу в загальній масі змішаних ТПВ складав - 4,28 %, при цьому біля 30 % картону та паперу були забруднені біодостіпними харчовими відходами та насичені вологою. Загальний вміст скла в змішаних ТПВ дорівнював - 11,43 %, скляних пляшок - 2,34 %, пластмас - 6,54 %. В пробах змішаних ТПВ за період дослідження не містилось: асфальту, ґрунтів, комп'ютерної техніки, акумуляторів.

Стандартна похибка серії вимірювань в середньому складала - 2,81, похибка вимірювань - не більше 5%.

Порівнюючи узагальнені дані визначення морфологічного складу ТПВ,

утворюваних на полігоні та у житлових районах м. Кривий Ріг протягом натурних експериментів, можна відзначити наступне. Найбільша частка у загальній масі змішаних ТПВ припадала на органічні речовини, які відповідно дорівнювали 46,24 та 52, 58 %, в тому числі біодоступні харчові відходи - 25,52 та 41,46 %. Несортований та некласифікований залишок ТПВ після вилучення компонентів дорівнював - 5,44 та 7,53 %; скло та кераміка - 9,60 та 11,43 % відповідно; метали – біля 1 %; загальний вміст горючих компонентів - близько 38,58 %.

Напрацьовані результати досліджень стали основою для подальшого визначення взаємозалежності між складом мікроценозів, які утворюються у розташованих на полігонів відходах, з їх морфологічним складом.

5.2. Вивчення взаємозв'язку між фракційним складом ТПВ та існуючими в них мікроценозами

Для оцінки наявності або відсутності залежностей між фракційним складом ТПВ та існуючими у них мікроценозами, було насамперед, зроблено аналіз вмісту деяких фракцій ТПВ міст Хмельницький та Кривий Ріг, визначених протягом натурних вимірювань, результати яких зведено у табл. 5.15.

Таблиця 5.15. Узагальнений вміст (за масою) деяких морфологічних груп у складі ТПВ мм. Хмельницький та Кривий Ріг

№	Морфологічна групи	Вміст морфологічної групи, %		
		м. Хмельницькій		м. Кривий Ріг
		літній період	в середньому на рік	полігон
1	Картон та папір	6,79	9,64	9,36
2	Скло та кераміка	17,88	14,24	9,59
3	Харчові відходи	16,58	27,02	25,52
4	Опале листя та трава, гілки та рослинна деревина	12,94	7,84	9,52
5	Текстиль	14,46	10,19	11,20

З наведених у табл. 5.15 даних видно, склад ТПВ за окремими морфологічними групами для полігонів обох міст, особливо у розрізі біодоступних фракцій, суттєво не відрізняється. Так, вміст харчових відходів рослинного та нерослинного походження на полігоні м. Хмельницький під час досліджень у літній період становив – 16,58 %, його середньорічне значення – 27,02 %, а у місті Кривий Ріг у літній період – 25,52 %. Вміст опалого листя, трави, гілок та рослинної деревини відповідно дорівнював – 12,94 %, 7,84 % та 9,52 %, а текстилю – 14,46 %, 10,19 % та 11,20 %.

Таким чином, за результатами наведеного вище аналізу відсотковий вміст органічної фракції ТПВ для міст Хмельницький та Кривий Ріг, практично тотожній, тобто склад мікроценозів окремих фракцій ТПВ для полігонів обох міст повинен бути схожим.

Далі було проведено аналіз з визначення кількісного та видового складу мікроценозів у зразках ТПВ, відібраних з полігонів мм. Хмельницький та Кривий Ріг. Одержані при цьому результати наведено у табл. 5.16 та проілюстровано на рис. 5.9.

Таблиця 5.16. Склад мікроценозів, виділених з тіла полігонів ТПВ міст Хмельницький та Кривий Ріг

№	Мікроорганізми	Кількість, %	
		м. Хмельницький	м. Кривий Ріг
1	<i>Pseudomonas</i>	22±2	34±2
2	<i>Bacillus</i>	38±2	32±1
3	<i>Micrococcus, Sarcina</i>	27±2	26±2
4	<i>Escherichia</i>	4±1	
5	<i>Aerobacter</i>	3±1	

Як і очікувалось, результати проведеного аналізу підтвердили зроблене попереднє припущення. Так, серед мікроценозу м. Хмельницький найбільшу частку складали бактерії родів *Pseudomonas*, *Bacillus*, *Micrococcus*, *Sarcina* – 87±2 %, серед яких домінували бактерії р. *Bacillus* - 38±2 %. Вміст бактерій родів *Escherichia* та *Aerobacter* становив відповідно 4±1 % та 3±1 %.

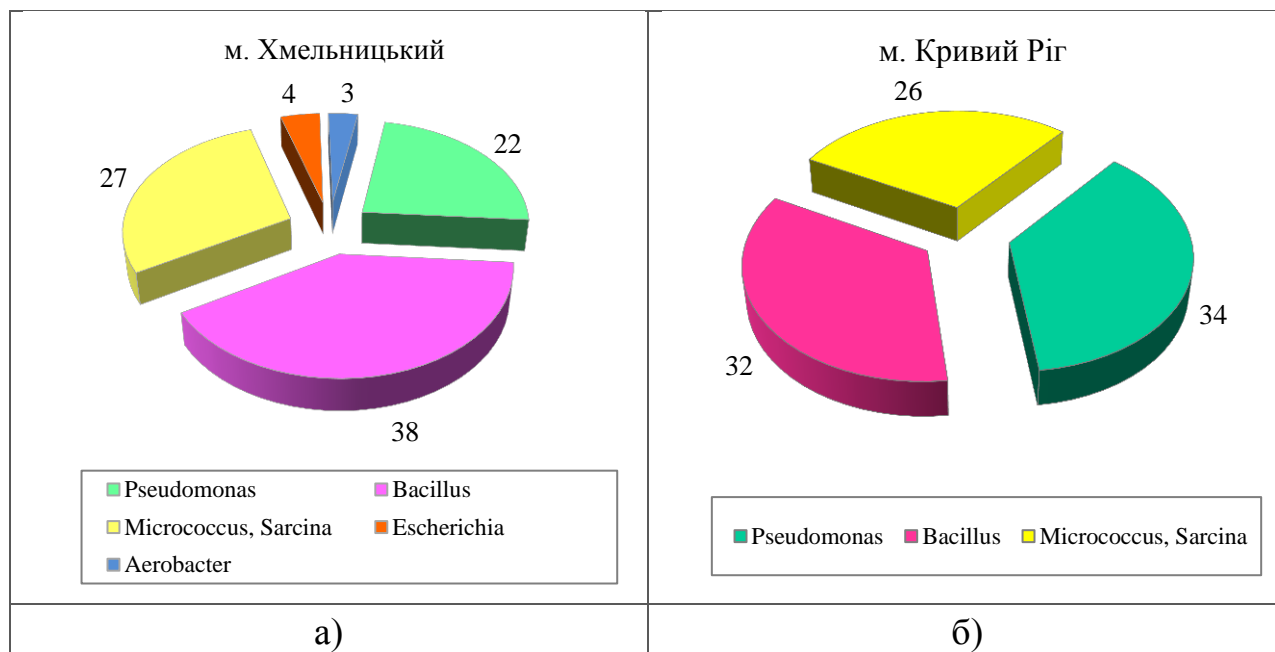


Рис. 5.9. Відсотковий вміст мікроценозів окремих фракції ТПВ, виділених з тіла полігонів міст Хмельницький (а) та Кривий Ріг (б)

У пробах ТПВ з полігону м. Кривий Ріг частка бактерій родів *Pseudomonas*, *Bacillus*, *Micrococcus*, *Sarcina* становила - $92 \pm 2\%$, причому більшу частину складали бактерій р. *Pseudomonas*- $34 \pm 2\%$, які є аеробами. Бактерії родів *Escherichia* та *Aerobacter* у складі мікроценозу даного полігону ТПВ були відсутніми.

Виходячи з вищенаведених даних очевидно, що існує залежність між складом органічної фракції ТПВ та складом мікроценозу полігонів. При високій частці біодоступної фракції у складі мікроценозу переважають бактерії родів *Bacillus*, *Micrococcus*, *Sarcina*; крім того, присутні аеробні бактерії р. *Pseudomonas*, хоча їх вміст є значно меншим.

Отримані дані стосовно складу мікроценозів діючих полігонів ТПВ у мм.Хмельницькій та Кривий Ріг корелюють із даними інших авторів, які відмічають у складі подібних мікроценозів наявність бактерій родів *Sarcina*, *Mycobacterium*, *Micrococcus*, *Bacillus*, *Flaavobacterium*, *Achromobacter*, *Pseudomonas*[325] .

5.3. Визначення складу мікроценозів для окремих фракцій ТПВ

Взаємозв'язок між морфологічним складом ТПВ та утвореними в них мікроценозами було досліджено шляхом сортування декількох проб, які надходять на полігони мм. Києва та Хмельницького. У несортованому та сортованому на фракції зразках через 10 днів перебування в умовах, створених близькими до реальних на полігоні (доступність кисню моделювалась шляхом утримання зразків у прямокутних контейнерах з глибиною, яка відповідала глибині насипу на полігоні), було виділено мікроценози мікроорганізмів, визначено їх родову належність та кількісний склад. Одержані при цьому дані наведено у табл. 5.17.

Таблиця 5.17. Склад мікроценозів з різних фракцій ТПВ полігонів міст Кривий Ріг та Хмельницький

Фракція	Мікроорганізми	Кількість, %	
		м. Київ	м. Хмельницький
Картон та папір	<i>Pseudomonas</i>	54±4	62±2
	<i>Micrococcus, Sarcina</i>	31±1	21±2
	<i>Bacillus</i>	6±2	10±1
	Інші	9±2	7±2
Тканини	<i>Pseudomonas</i>	58±2	62±2
	<i>Bacillus</i>	17±1	16±2
	Інші	25±2	22±2
Біодоступна фракція	<i>Bacillus</i>	42±1	46±2
	<i>Micrococcus, Sarcina</i>	35±2	25±2
	<i>Pseudomonas</i>	10±2	8±1
	<i>Escherichia</i>		3±1
	<i>Aerobacter</i>		2±1
	Інші	13±2	16±2
Несортовані відходи	<i>Pseudomonas</i>	34±2	22±2
	<i>Bacillus</i>	32±1	38±2
	<i>Micrococcus, Sarcina</i>	26±2	27±2
	<i>Escherichia</i>		4±1
	<i>Aerobacter</i>		3±1
	<i>Klebsiella</i>		2±1
	Інші	8±2	4±2

За результатами досліджень мікроценози деяких сортованих фракцій були схожими, в той час як для несорттованих відходів різних міст показники значно відрізнялись, що, скоріш за все, зумовлено їх різним морфологічним складом.

Порівняння отриманих результатів, яке проілюстровано на рис. 5.10, виявило очевидні кореляційні залежності між фракційним складом ТПВ та складом мікроценозів мікроорганізмів.

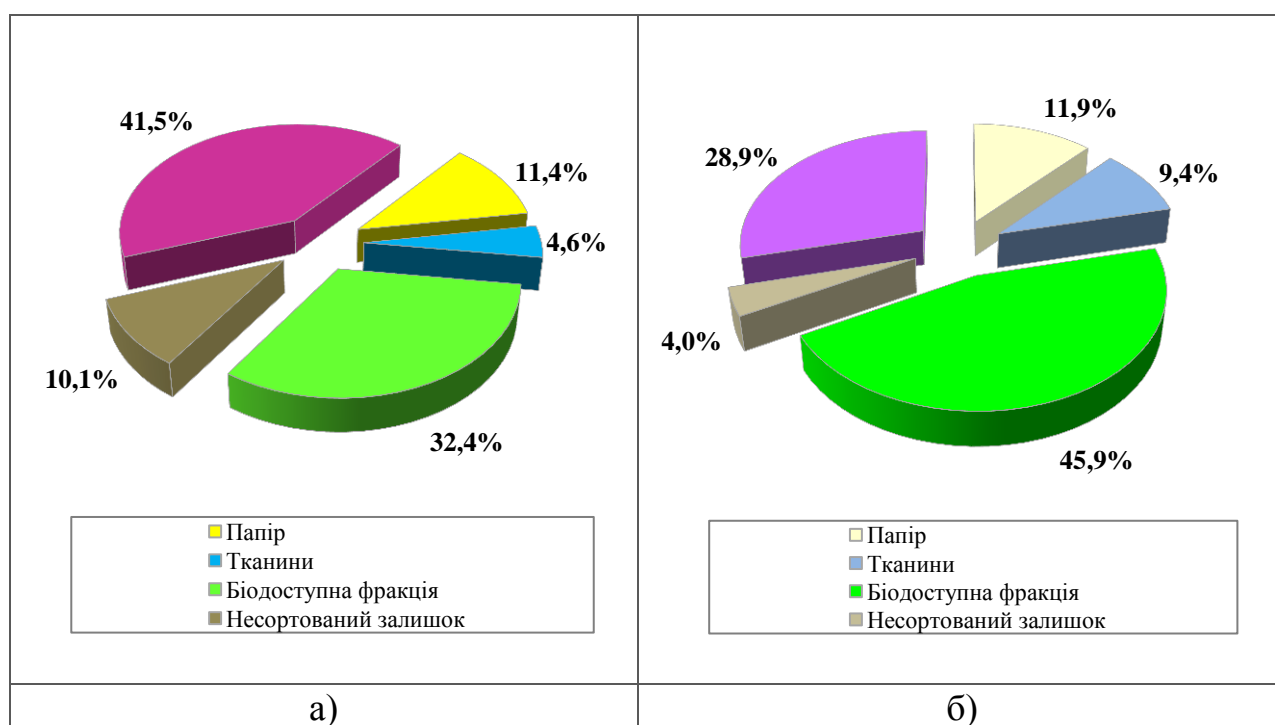


Рис. 5.10. Основні морфологічні складові відходів міст:

Київ (а), Хмельницький (б)

Так, у відходах м. Хмельницький вміст біодоступної фракції, тобто легкоокиснюваних органічних речовин, був майже у 1,5 рази більший. Серед мікроорганізмів мікроценозу, які беруть участь у деструкції речовин сортованої фракції, переважали бактерії р. *Bacillus*. Тому, і в мікроценозі з несорттованого зразку відходів м. Хмельницький домінували мікроорганізми саме цього роду, в той час як у бідніших на легкоокиснювану фракцію відходах м.Києва переважали бактерії р. *Pseudomonas*.

Виходячи з вищесказаного зрозуміло, що для прогнозування оптимального складу мікроценозу для несортованих відходів, необхідно, в першу чергу, визначити морфологічний склад відходів. Але на практиці ситуація ускладнюється тим, що при перебуванні в тілі полігону відбувається безперервна зміна якісного і кількісного складу відходів, а отже змінюються і оптимальні мікроценози.

5.4. Визначення впливу часу на формування мікроценозів в тілі полігонів

До одного з важливих чинників, що також впливає на формування мікроценозів, відноситься період перебування відходів на полігоні. Це пов'язано з тим, що у процесі своєї життєдіяльності мікроорганізми, утворювані в тілі полігону, використовують певні компоненти сміття для живлення, таким чином змінюючи хімічний склад відходів. Як правило, в полігонах з тривалим часом перебування відходів, зменшується кількість легкодоступних органічних речовин і відповідно збільшується частка важкодоступних.

Результати проведених досліджень, наведені у табл. 5.18-5.19, повністю погоджуються з теоретичними уявленнями про значний вплив часу на перебіг біологічних процесів і формування мікроценозів у тілі полігонів ТПВ.

Таблиця 5.18. Динаміка зміни мікроценозу (за масою) при різній тривалості перебування ТПВ на полігоні м.Хмельницький

№ проб	Вміст мікроценозу в пробі (за масою) по основних родах, %					
	Строк перебування ТПВ біля 1 року Карта 1			Строк перебування ТПВ біля 5 років Карта 2		
	<i>Bacillus</i>	<i>Micrococcus, Sarcina</i>	<i>Pseudomonas</i>	<i>Bacillus</i>	<i>Micrococcus, Sarcina</i>	<i>Pseudomonas</i>
1	35	27	20	12	18	64
2	36	28	20	13	19	65
3	37	27	20	12	18	66
4	36	28	21	11	17	65

№ проб	Вміст мікроценозу в пробі (за масою) по основних родах, %					
	Строк перебування ТПВ біля 1 року Карта 1			Строк перебування ТПВ біля 5 років Карта 2		
	<i>Bacillus</i>	<i>Micrococcus, Sarcina</i>	<i>Pseudomonas</i>	<i>Bacillus</i>	<i>Micrococcus, Sarcina</i>	<i>Pseudomonas</i>
5	35	29	20	12	18	64
6	36	28	20	11	19	65
7	37	28	21	12	18	66
8	36	29	22	13	19	65
9	35	28	22	13	18	64
10	36	29	21	12	17	64
11	37	30	22	11	18	65
12	36	29	22	12	19	64

Таблиця 5.19. Узагальнений склад мікроценозів при різній тривалості перебування ТПВ на полігоні м. Хмельницький (в середньому за глибиною)

Показник	Карта 1	Карта 2
Строк перебування ТПВ (приблизно)	1 рік	5 років
Кількість бактерій у складі мікроценозу, КУО/см ³	2,1*10 ⁷	4,6*10 ⁶
Склад мікроценозу по основних родах, %		
<i>Bacillus</i>	36±1	12±1
<i>Pseudomonas</i>	20±1	64±2
<i>Micrococcus, Sarcina</i>	28±2	18±1
Інші	16±1	6±1

При більшій тривалості перебування ТПВ на полігоні загальна кількість мікроорганізмів була меншою, ніж у «молодих» відходах. Так, у відходах, які знаходились на полігоні різний проміжок часу, зокрема 1 та 5 років, у складі мікроценозів було зафіксовано такі зміни: загальна кількість бактерій знизилась з 2,1*10⁷ до 4,6*10⁶ КУО/см³, при цьому вміст *Bacillus* знизився з 36 до 12 %, *Micrococcus* і *Sarcina* – з 28 до 18 %, інші – з 16 до 6%, а *Pseudomonas*, навпаки, збільшився – з 20 до 64 %.

При цьому у складі мікроценозу сміття з часом перебування 1 рік переважали представники родів *Bacillus*, *Micrococcus* та *Sarcina*. Це бактерії, здатні дуже швидко розвиватися при значній кількості біодоступного

субстрату, в тому числі в мікроаерофільних, а деякі види – і в анаеробних умовах. Кількість *Pseudomonas* за таких умов була порівняно меншою.

Навпаки, у разі строку перебування відходів біля 5 років у складі мікроценозу превалювали бактерії р. *Pseudomonas*, які є аеробами, але здатні розщеплювати більш складні органічні сполуки, ніж бактерії рр. *Bacillus*, *Micrococcus* та *Sarcina*.

Таким чином, представлені вище дані засвідчали, що по мірі перебування ТПВ на полігоні в них відбуваються зміни хімічного складу і, в першу чергу, скорочення легкодоступної органічної фракції. Зі зменшенням цієї фракції у складі мікроценозу починають домінувати менш активні бактерії, наприклад, р. *Pseudomonas*, які здатні споживати більш складні органічні речовини.

5.5. Розробка математичної моделі для опису процесів

Враховуючи значну складність дослідження стану ТПВ на реальних полігонах їх захоронення, було визнано за доцільне спочатку створити математичну модель для можливості імітації вірогідних біологічних процесів у тілі полігону та прогнозування складу утворюваних при цьому мікроценозів мікроорганізмів. З цією метою застосовувалось змішане моделювання, в основні якого лежать фізичні залежності, але певні коефіцієнти визначаються статистично на підставі експериментальних даних.

Математичні моделі для опису розвитку мікроценозів в тілі полігонів ТПВ практично відсутні, але доступна численна кількість моделей, які дозволяють з достатньою точністю описувати формування активного мулу в спорудах очищення стічних вод і зокрема модель IAWQ ASM-2 [303]. Важливою умовою застосування подібних моделей є встановлення залежності між складом нутрієнтів в середовищі та складом активного мулу. Для випадку полігону ТПВ ця залежність буде виконуватись, якщо

існуватиме чітке співвідношення між фракційним складом відходів та складом мікроценозів, які утворюються в тілі полігонів.

Наявність вказаних залежностей, як це вже вказувалось вище, а також схожість основних груп мікроорганізмів з мікроорганізмами активного мулу дає можливість застосувати математичне моделювання для створення моделей розвитку мікроценозів в тілі полігонів, аналогічно розвитку активного мулу в залежності від складу стічних вод, зокрема модифікованої моделі IAWQ ASM-2.

Дана модель доступна для використання сторонніми розробниками у вигляді бібліотеки. Як вихідні дані в певний момент часу модель потребує інформації стосовно:

- складу поживного середовища (у даному випадку складу ТПВ) за показниками легкодоступного, середньодоступного та важкодоступного вуглецю, азоту;

- вмісту розчиненого кисню в аеротенку (у даному випадку – наявність доступу до атмосферного кисню);

- перелік мікроорганізмів, що можуть бути наявними в середовищі та їх основні характеристики. Для випадку відкритих умов полігону ТПВ теоретично у складі мікроценозу можуть бути наявні будь-які види мікроорганізмів, але у даній моделі було застосовано обмеження лише тими їх групами, які визначаються у значній кількості в реальних умовах полігонів.

Що стосується складу середовища, то він може бути розрахований, виходячи з морфологічного складу ТПВ. Враховуючи, що кількість фракцій ТПВ не є стандартизованою і може відрізнятись в залежності від дослідження, доцільно передбачити можливість з відповідного розширення моделі.

Для цього створюється довідник матеріалів (фракцій ТПВ). Користувач має можливість додавати або видаляти матеріали з довідника. Відповідно для

кожного матеріалу повинні бути введені дані про його властивості у вигляді нутрієнту, зокрема:

- вміст біодоступних складових:
 - легкодоступного вуглецю
 - середньодоступного вуглецю
 - важкодоступного вуглецю
 - азоту;
- зольність.

Перші характеристики застосовуються для формування складу середовища для моделі IAWQ ASM-2, зольність – характеризує недоступні для біологічного розкладу складові. Якщо склад нутрієнтів для кожної фракції ТПВ відомий, то можна програмно розрахувати і відповідний для них склад нутрієнтів (шляхом усереднення з урахуванням кількості кожної складової).

Більш складним завданням є визначення вологості ТПВ, тому що вода, яка потрапляє на полігон разом з ТПВ, є лише частиною в їх загальному складі. Більша кількість води поступає в тіло полігону з атмосферними опадами. Отже, для прогнозування вологості необхідна наступна інформація:

- дані щодо початкової вологості кожної фракції;
- дані щодо гігроскопічності фракції, тобто здатності накопичувати воду;
- дані щодо погодних умов і, зокрема, атмосферних опадів.

При цьому інформація щодо початкової вологості та гігроскопічності - є властивістю кожної фракції, а щодо погодних умов - властивістю кожного проміжку часу.

Для можливості застосування моделі IAWQ ASM-2, як вихідні умови, також необхідна інформація щодо аерофільності, тобто кількості розчиненого у стічних водах кисню. У ТПВ на відміну від стічних вод процес відбувається на поверхні зміни фаз, і зокрема, у рідкій фазі на поверхні

твердих відходів. За наявності контакту з повітрям, кисень потрапляє у середовище шляхом дифузії, а отже його вміст буде залежати від питомої поверхні контакту з повітрям. Враховуючи, що рідкий шар набагато менший за шар твердих відходів, його розмірами можна знехтувати і тоді визначальним показником для визначення вмісту розчиненого кисню стане розмір фактичної питомої поверхні ТПВ, яка, у свою чергу, визначається насипною густиною. Враховуючи сказане, останнім із необхідних вихідних даних буде показник насипної густини ТПВ. Останній можна розрахувати, виходячи з даних про насипну густину кожної фракції та морфологічного складу відходів.

Таким чином, як основні джерела інформації на початковому етапі формуються два довідники: довідник та довідник мікроорганізмів. Оскільки перелік фракцій ТПВ не є стандартизованим, а перелік мікроорганізмів мікроценозу не є вичерпним, користувач має можливість коригувати вказані довідники. При цьому для матеріалів задаються наступні властивості:

- насипна густина;
- гігроскопічність (властивість утримувати воду, збільшуючи вологість суміші ТПВ);
- вміст біодоступних складових: легкодоступного, середньодоступного та важкодоступного вуглецю, та азоту;
- зольність.

Модель IAWQ ASM-2 враховує лише наявність та вміст вуглецю і азоту. В подальшій роботі можливе розширення моделі для урахування особливостей трансформації фосфору або сірки, а також утворення біогазу.

У довіднику мікроорганізмів вказуються параметри, які повністю відповідають вихідним параметрам моделі IAWQ ASM-2, а саме:

- аеробність;
- коефіцієнти швидкості деструкції за кожною складовою органогенів (вуглецю різної доступності, азоту);

- коефіцієнт швидкості росту при оптимальних умовах.

Враховуючи відмінність умов формування активного мулу при у процесі очищення стічних та умов утворення мікроценозів в шарі ТПВ, значення вказаних коефіцієнтів будуть відрізнятися від наведених у літературних джерелах. Тому, ці коефіцієнти були уточнені на підставі експериментальних даних.

Враховуючи, що в межах полігону через особливості умов розміщення ТПВ їх склад може бути різним, для моделювання доцільно застосувати у моделі коміркову систему. Під коміркою розуміється частина полігону або все тіло полігону (в залежності від поставленої задачі), в якій параметри відходів вважаються однаковими. Для кожної комірки задаються наступні дані:

- геометричні параметри (висота, довжина, ширина);
- фракційний склад ТПВ (перелік фракцій та їх частка у загальному обсязі);
- вологість.

Враховуючи значну тривалість перебування відходів на полігоні, зміни, які відбуваються в них за рахунок деградації органічних речовин, суттєво впливають на умови формування у них мікроценозів. Отже, доцільно розробити детерміновану в часі модель, яка передбачає розділення часу на ряд проміжків. При цьому для кожного проміжку часу вказуються:

- тривалість;
- погодні умови, в т.ч. температура, відносна вологість повітря, наявність опадів.

Кількість проміжків часу необмежена, але їх збільшення призводитиме до зростання розрахункового часу моделі.

Враховуючи викладене, принциповий алгоритм роботи програми описується наступним чином:

- ▶ для кожної комірки, виходячи з морфологічного складу ТПВ, розраховуються середні параметри ТПВ;
- ▶ з урахуванням погодних умов першого проміжку часу розраховується вологість проби та кількість доступного кисню, температура;
- ▶ сформовані дані вносяться у модель IAWQ ASM-2 як вихідні параметри. Крім того, передаються дані довідника мікроорганізмів;
- ▶ моделлю визначається оптимальний склад мікроценозу, виходячи з умови максимального приросту біомаси в наявних умовах, та розраховується кількість мікроорганізмів в комірці;
- ▶ розраховується маса деградованих речовин та зміна параметрів суміші протягом проміжку часу;
- ▶ формується інформація щодо параметрів матеріалу комірки в кінці проміжку часу;
- ▶ інформація про результати розрахунку виводиться на дисплей.

Процес ітераційно повторюється для кожного проміжку часу.

Принциповий алгоритм роботи програми наведений на рис. 5.11.

5.6. Розробка об'єктної моделі програми та оцінка її адекватності

З урахуванням наведеного на рис. 5.11 принципового алгоритму програми її об'єктна модель повинна включати, принаймні, такі основні класи предметної області.

- матеріал (фракція ТПВ);
- група мікроорганізмів;
- комірка;
- проміжок часу.

Додатково необхідні структури та класи:

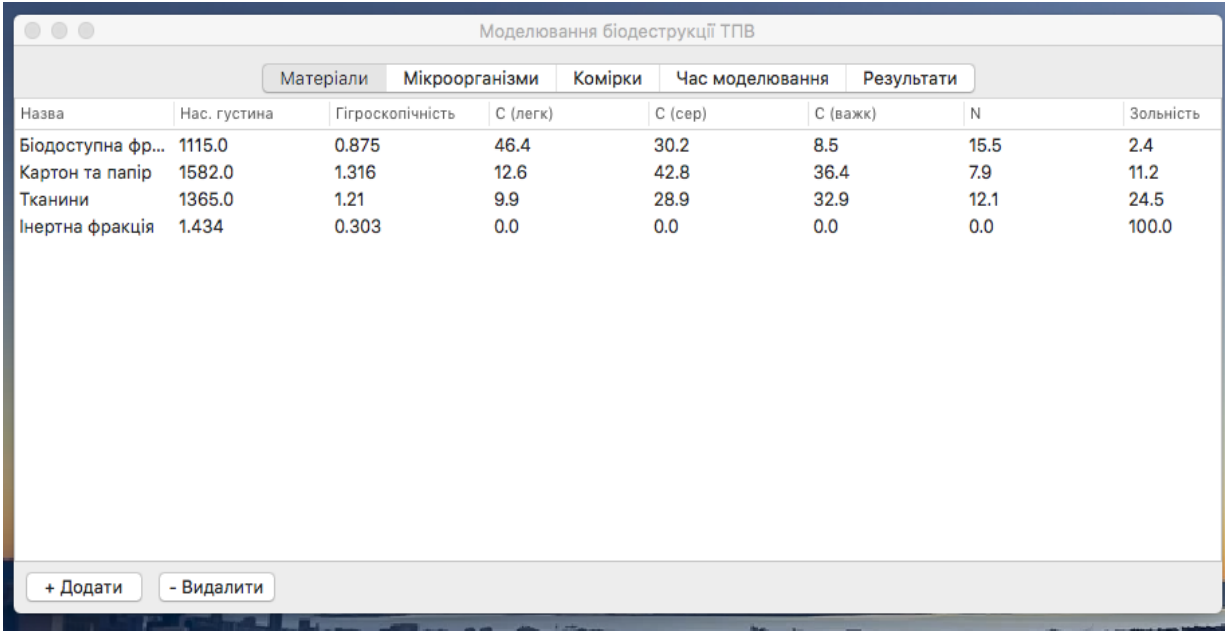
- параметр – абстракція параметру матеріалу або групи мікроорганізмів, яка включає назву та одиниці виміру;
- модель – абстракція загальної моделі, яка включає конкретні дані довідників та вихідних умов моделювання.



Рис. 5.11. Принциповий алгоритм роботи програми

Крім того, ряд допоміжних класів потрібні для взаємодії програми з фреймворком IAWQ ASM, за допомогою якого здійснюється прогнозування мікроценозу. Для цього використовується відповідний контролер для нормалізації коефіцієнтів і зворотної інтерпретації параметрів.

Розроблена модель реалізована у вигляді комп'ютерної програми мовою Apple Swift 4.0, а її зовнішній вигляд в середовищі Mac OS 10.13.5 показаний на рис. 5.12.



Назва	Нас. густина	Гігроскопічність	C (легк)	C (сер)	C (важк)	N	Зольність
Біодоступна фр...	1115.0	0.875	46.4	30.2	8.5	15.5	2.4
Картон та папір	1582.0	1.316	12.6	42.8	36.4	7.9	11.2
Тканини	1365.0	1.21	9.9	28.9	32.9	12.1	24.5
Інертна фракція	1.434	0.303	0.0	0.0	0.0	0.0	100.0

Рис. 5.12. Зовнішній вигляд програми в середовищі Mac OS 10.13.5.

Враховуючи значну кількість необхідних розрахунків у програмі, окремі частини розрахунків моделі проводяться в різних потоках даних, для чого використовуються функції диспетчера багатозадачності Swift (Grand central dispatch) відповідно до [326, 327].

Для практичного застосування програми необхідно правильно визначати оптимальні розміри комірок та проміжків часу в залежності від поставленої задачі та доступної інформації. Наприклад, для моделювання тривалого (понад 5 років) перебування ТПВ на полігоні комірка може відповідати цілій карті полігону, а крок - складати 1 рік.

В той же час, для моделювання дії біопрепарату, який розповсюджується в тілі полігону, доцільно зменшити розмір комірки до кількох десятків сантиметрів, а крок часу - до 1 доби.

Оцінку адекватності розробленої моделі було здійснено шляхом порівняння отриманих за моделлю прогнозних даних з експериментальними

для карти полігону м. Чернівці з орієнтовним часом перебування ТПВ - 5 років; довідники заповнювались відповідно до літературних даних, отримані результати наведено у табл. 5.20.

Таблиця 5.20. Параметри моделі для прогнозування мікроценозу через 5 років після розміщення відходів на полігоні ТПВ м. Чернівці

Параметр моделі	Значення
Кількість комірок	1
Геометричні розміри (ДхШхВ), м	600 x 600x 12
Морфологічний склад ТПВ на початок моделювання, %:	
біодоступна фракція	38,4
картон та папір	11,2
тканини	10,6
інертна фракція	39,8
Кількість проміжків часу	20
Тривалість проміжку часу, год	2184 (тривалість 1 сезону)
Показники температури та вологості	За даними Гідрометцентру України

Дані щодо порівняння прогнозованого складу мікроценозу з фактично виділеним наведено у табл. 5.21.

Таблиця 5.21. Порівняння прогнозованих і фактичних показників мікроценозу ТПВ

Показник	Прогноз	Експеримент	Розбіжність, %
Кількість бактерій у складі мікроценозу, КУО/см ³	1,8*10 ⁶	1,6*10 ⁶	12,5
Склад мікроценозу по основних родах, %			
<i>Bacillus</i>	24±1	21	14,2
<i>Pseudomonas</i>	34±2	31	9,6
<i>Micrococcus</i>	42±2	38	10,5
Інші		10	

Примітка. Порівняно низька кількість бактерій у складі мікроценозу зумовлена проведенням досліджень у весняний період при середньодобовій температурі 12°C

Як видно з табл. 5.21, розбіжність між прогнозованими і фактичними даними за кількістю бактерій у складі мікроценозу склала - 12,5 %, а за

морфологічним складом - не перевищувала 15 %, що засвідчило адекватність розробленої моделі.

При більш детальному моделюванні процесів, наприклад, з метою визначення складу мікроценозу та морфологічного складу ТПВ через 1 місяць після розміщення відходів на полігоні м. Київ, на моделі з кроком в 1 добу, погрішність збільшувалась, але не перевищувала 25 %, що вважається достатнім для інженерних розрахунків.

Одним з обмежень поточної версії програми є відсутність урахування масообміну між комірками, що приміром, виключає можливість моделювання просідання шарів з різним часом розміщення на полігоні. Така функціональність буде розроблена у подальшій роботі.

5.7. Розробка технології приготування препаратів, близьких за складом до мікроценозів, утворюваних в тілі полігонів ТПВ

Для інтенсифікації деструкції органічних речовин в тілі полігонів ТПВ можуть використовуватися біологічні препарати. Очевидно, що найбільш ефективними будуть препарати, склад яких відповідає природним мікроценозам, які утворюються в тілі полігонів. Але прогнозування цього складу є нетривіальним завданням.

Створення моделі, здатної з достатньою достовірністю прогнозувати оптимальний склад мікроценозу полігону, відкрило можливість розробки технології інтенсифікації процесів біодеструкції органічних речовин у тілі полігону.

В переважній більшості описаних в літературі методів така інтенсифікація досягається внесенням монокультури активних мікроорганізмів (зазвичай р. *Bacillus*) або змішаних культур. При цьому склад препарату не підбирається для кожного полігону окремо, а тому не завжди виявляється оптимальним.

Для врахування особливостей конкретного полігону було запропоновано технологію, в якій передбачається спочатку здійснити програмне моделювання з вибору найкращого для даних умов складу мікроценозу, а далі - вже з інокулятів монокультур сформувати біопрепарат, адекватний наявному складу ТПВ. Принципова технологічна схема такої технології наведена на рис. 5.13.

Схема працює наступним чином. На першому етапі здійснюється математичне моделювання в програмі з застосуванням, як вихідні дані полігону, інформації щодо морфологічного складу ТПВ конкретного населеного пункту, часу перебування відходів на полігоні, погодних умов та ін. За результатами прогнозу визначається оптимальний склад мікроценозу препарату. Після цього здійснюється підготовка інокулятів окремих складових з музейних культур.

В залежності від культуральних умов, технологія може дещо відрізнитись, але в цілому вона включає стадії підрощування в інокуляторі та росту біомаси - у ферментері. За наявності достатніх виробничих потужностей приготування різних компонентів може виконуватись паралельно. На розробленій схемі підготовки препаратів для деструкції ТПВ (рис.5.13) наданий варіант приготування препарату з трьох культур. Після приготування розчини біомас стандартизуються, а потім змішуються у пропорціях, встановлених за результатами моделювання. Готовий продукт фасується у відповідну тару.

Оцінку ефективності запропонованої технології було здійснено лабораторним шляхом на зразках ТПВ м. Київ з застосуванням традиційного препарату на основі *Bac. Subtilis* та змішаного препарату, склад якого визначався моделюванням (табл. 5.22).

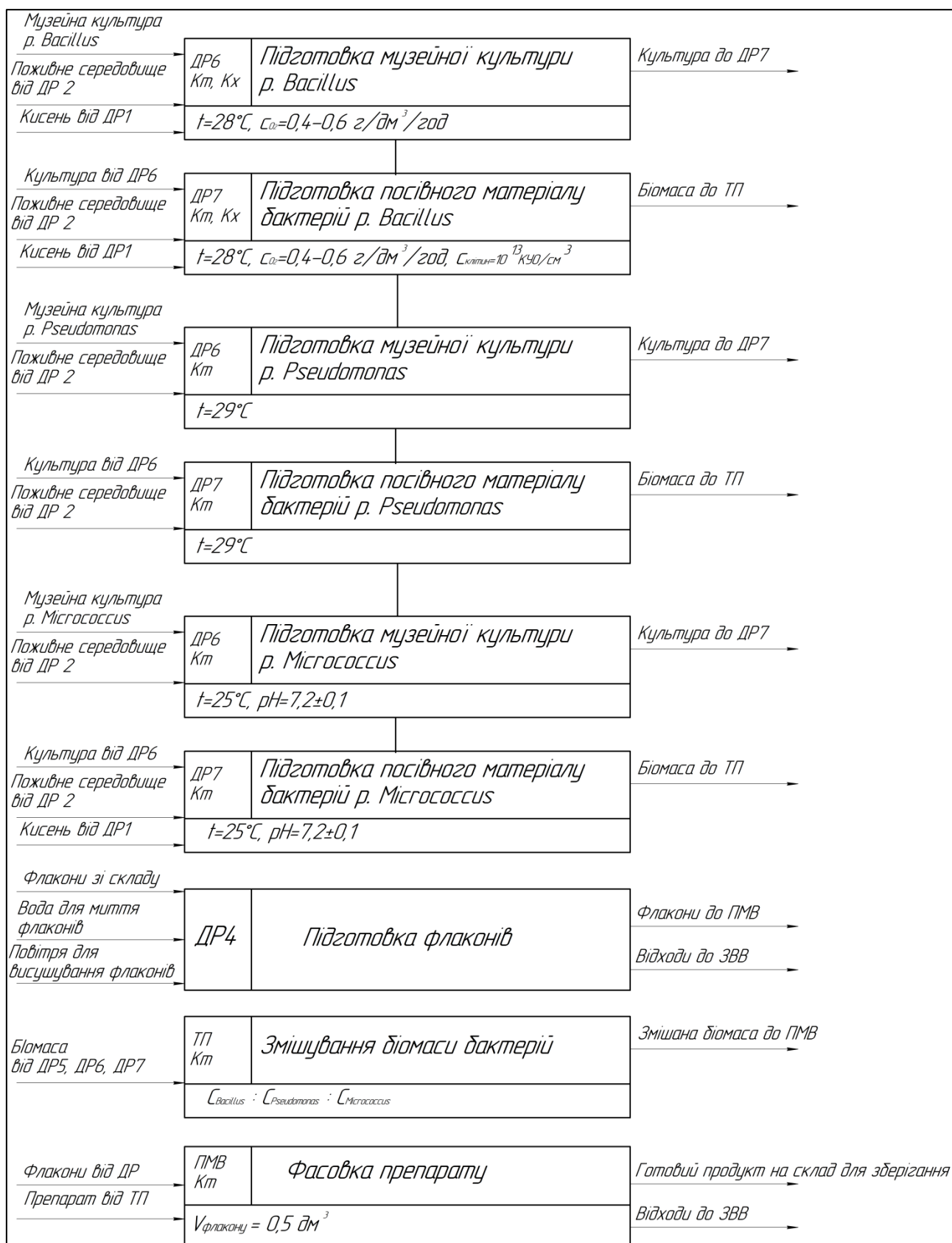


Рис. 5.13. Принципова технологічна схема підготовки препаратів для деструкції ТПВ, близькими за складом до природних мікроценозів полігонів

Таблиця 5.22. Порівняння ефективності деструкції органічної фракції традиційним препаратом та сумішшю визначених за моделлю культур

Показники	Препарат на основі <i>Bac.Subtilis</i>	Суміш культур
Кількість мікроорганізмів у препараті, КУО/см ³	не менше $1 \cdot 10^{10}$	$8 \cdot 10^9$
Склад мікроценозу, %		
<i>Bacillus</i>	100	65
<i>Pseudomonas</i>		20
<i>Micrococcus</i>		15
Кількість мікроорганізмів в шарі ТПВ через 5 діб, КУО/см ³	$6,8 \cdot 10^6$	$9,2 \cdot 10^6$
Просідання зразка ТПВ, см	$8,7 \pm 0,1$	$11,0 \pm 0,1$

Згідно отриманих даних, використання суміші культур, близької до оптимального складу мікроценозу ТПВ, призводило до більш ефективного накопичення біомаси в шарі ТПВ, а отже прискорювало біодеструкцію і швидкість просідання зразка. Кількісно оцінити ефективність процесу можна виходячи з рівня просідання зразку. Отже, збільшення ефективності склало – біля 26 %.

Отримані позитивні результати підтвердили перспективність застосування біотехнологічних методів для інтенсифікації процесу біодеградації речовин в тілі полігонів ТПВ під час їх рекультивації.

Висновки за розділом 5

Результати робіт, представлені у даному розділі, дозволяють зробити наступні основні висновки.

Встановлено, що склад мікроценозів, які утворюються в тілі полігонів, знаходяться у близькій кореляційній залежності з морфологічним складом ТПВ, які перебувають на полігоні.

Визначено, що для кожної окремої фракції ТПВ склад мікроценозів виявляється практично незмінним незалежно від полігону, на якому вони перебувають. Така особливість зумовлена тим, що склад органогенних

речовин різного ступеня доступності для кожної фракції ТПВ також зазвичай залишається постійним.

З урахуванням сказаного, віднайдено спосіб розрахунку кількості нутрієнтів в кожній одиниці об'єму полігону із застосуванням для математичного опису процесів моделей активного мулу, зокрема IAWQ ASM-2.

Розроблено модель, основні алгоритми, класову структуру та програмний комплекс, який забезпечує моделювання оптимального складу мікроценозів полігонів ТПВ. Погрішність моделі не перевищувала 15 %, що забезпечує можливість її використання для інженерних розрахунків.

Розроблено технологічну схему для реалізації методу створення біологічних препаратів, близьких за складом до природних мікроценозів полігонів ТПВ. Застосування цих препаратів забезпечувало приріст ефективності біодеструкції відходів приблизно на 26 %.

Результати експериментальних досліджень даного розділу наведено в таких публікаціях:

1. Вплив морфологічного складу твердих побутових відходів на видову структуру мікробіоценозів, що формуються в тілах полігонів / О.В. Кравченко, І.В. Сатін, Л.В. Шевченко, О.С. Панченко. *Innovative Biosystems and Bioengineering*, 2018, vol. 2, no. 3, С. 203-209, doi: 10.20535/ibb.2018.2.3.146100. (Особистий внесок – брав участь в плануванні експерименту, узагальненні результатів та підготовці статті).

РОЗДІЛ 6. ЕКОНОМІЧНА ЧАСТИНА

6.1 Метод оцінки ризиків як основа для розрахунків економічного ефекту у комунальному господарстві

У випадках, коли метою інтенсифікації будь-якого процесу є не тільки досягнення економії матеріальних, енергетичних або інших ресурсів, а й підвищення якісних показників, виникають певні складнощі при оцінці підсумкового економічного ефекту. Наприклад, в умовах відкритого ринку покращення якості товарів або послуг призводить до збільшення їх конкурентної здатності, а отже зростання об'ємів продажу.

У сфері комунального господарства переважна більшість підприємств відноситься до природних монополій, а їх діяльність жорстко регламентується тарифним регулюванням. Існуюча на даний час модель тарифоутворення - «собівартість плюс» - не враховує якісних показників, що потребує інших підходів для правильної оцінки досягнутого економічного ефекту.

З іншого боку, такі структурні складові комунального господарства, як водопостачання, водовідведення та поводження з ТПВ, напряму впливають на здоров'я населення та стан навколишнього природного середовища. Отже для таких процесів, які відносяться до життєвовабезпечувальних, а отже і вкрай важливих для суспільства, необхідно враховувати відповідні ризики (тобто вірогідність настання негативних наслідків).

Оцінка ризику в загальному розумінні передбачає здійснення аналітичних заходів, що дозволяють спрогнозувати можливість отримання певної величини збитку від виникнення ризикової ситуації і несвоєчасного прийняття заходів щодо їх запобігання. Оцінка ризику, наприклад аварії на системах життєзабезпечення, являє собою процес визначення ймовірності та вагомості наслідків та небезпек від аварій для здоров'я людини, майна, довкілля тощо.

До основних кількісних показників можливих ризиків згаданої аварії відносяться:

- індивідуальний ризик - імовірність загибелі людини, що знаходиться в даному регіоні, від існуючих джерел небезпеки об'єкта підвищеної загрози протягом року з урахуванням імовірності її перебування в зоні ураження;

- територіальний ризик - імовірність загибелі протягом року людини, яка знаходиться в конкретному місці простору, від можливих джерел небезпеки об'єкта підвищеної небезпеки;

- соціальний ризик - імовірність загибелі людей понад певну кількість (або очікувана кількість загиблих) у даному регіоні протягом року від можливих джерел небезпеки об'єкта підвищеної небезпеки, з урахуванням імовірності їх перебування в зоні ураження.

Ймовірність настання аварії визначається об'єктивним і суб'єктивним методом. Об'єктивним методом користуються для визначення ймовірності настання події на основі обчислення частоти, з якою може виникати аварійна ситуація. Суб'єктивний метод базується на використанні суб'єктивних критеріїв, які ґрунтуються на різних припущеннях (судження експерта-оцінювача, його особистий досвід тощо).

Таким чином, в основі оцінки ризиків виникнення аварійних ситуацій на підприємстві лежить визначення залежності між певними аварійними ситуаціями підприємства та ймовірністю їх виникнення.

Оцінка ризику проводиться в декілька етапів: оцінка ймовірності її реалізації протягом одного року, аналіз умов і оцінка імовірності та розвитку аварій.

Оцінка ймовірності її реалізації протягом одного року передбачає розгляд можливих відхилень параметрів процесу шляхом побудови «дерева відмов» (*сценарію виникнення аварії*); аналізу видів і наслідків відмов; обробки статистичних даних щодо аварійності технологічної системи, які відповідають специфіці об'єктів підвищеної небезпеки чи виду діяльності.

Під час розгляду причин відхилень розглядаються відмови устаткування, поломки, можливі технологічні причини, обумовлені порушенням режимів роботи функціонально пов'язаних систем, помилки персоналу, зовнішні фактори (військовий вплив, економічний вплив тощо).

Аналіз умов і оцінка імовірності та розвитку аварій передбачає опрацювання відмови засобів стримування аварії і помилок персоналу та визначення ймовірності різноманітних наслідків аварії. З цією метою у дослідженні використовуються аналіз видів і наслідків відмов; експертні оцінки ймовірності виникнення даної події тощо, виконані за певною методикою.

Для кожного результату прораховуються умови реалізації, за яких моделюються аварійні ситуації та визначаються ступень вразливості вражаючих факторів, зони їх дії та можливі наслідки у фізичному вираженні. Для оцінки рівня ризику наслідків аварії на кожному етапі її розвитку визначається можливість локалізації та ліквідації на даному етапі; оцінюється ймовірність наслідків (робиться оцінка ризику наслідків для населення, соціально важливих об'єктів, навколишнього середовища, майна юридичних і фізичних осіб, на які може поширюватися негативний вплив)[328-330].

Для економічного врахування ризику можна використати наступну формулу:

$$E = \Sigma B * N = \Sigma (B * N * H_{од}) + \Sigma (B * F * H_f) \quad (6.1)$$

де E – економічний ефект ризику;

B – зменшення вірогідності настання негативних наслідків;

N – збитки від негативних наслідків;

$\Sigma (B * N * H_{од})$, $\Sigma (B * F * H_f)$ – економічний ефект зменшення ризиків для здоров'я людей та навколишнього середовища відповідно;

N – кількість людей, які піддаються ризику;

H_1 – збитки від негативних наслідків на 1 людину, наприклад, вартість лікування захворювання;

F – площа території, на якій буде спостерігатись негативний вплив;

H_f – втрати, пов'язані з ліквідацією негативних наслідків на одиницю площі.

6.2. Розрахунок економічного ефекту впровадження біотехнології знезалізнення-деманганації води

Позитивний економічний ефект від впровадження біотехнології інтенсифікації процесів очищення води від сполук заліза, мангану та амонію полягає у доведенні якості питної води до нормативних вимог, що, у свою чергу, призводить до зниження таких ризиків, як виникнення захворюваності населення внаслідок споживання неякісної питної води; зростання кількості аварій на трубопровідних системах тощо.

Враховуючи вищесказане, із застосуванням методу оцінки ризиків було здійснено розрахунок економічного ефекту від інтенсифікації процесу знезалізнення/деманганації при використанні інокуляту для водоочисної станції з продуктивністю 3 тис. м³/добу та чисельністю споживачів - 10 тис. Зокрема, шляхом порівняння показників якості води, які досягаються за існуючою технологією та можуть бути досягнені за умови впровадження біотехнології (табл. 6.1), було проведено розрахунок необхідних капітальних затрат (табл. 6.2) та визначено величину збільшення експлуатаційних витрат (табл. 6.3).

Таблиця 6.1. Умовні показники якості води до і після впровадження нової технології водопідготовки

Показники якості	Вода на вході	Вода на виході		Нормативні вимоги
		існуюча технологія	нова технологія	
Залізо, мг/дм ³	11,0	3,8	0,1	≤0,2
Манган, мг/дм ³	0,6	0,4	0,03	≤0,05

Таблиця 6.2. Розрахунок капітальних затрат на реалізацію технології

Стаття витрат	Ціна за одиницю, тис. грн.	К-сть	Вартість, тис. грн.
Заміна завантаження на цеоліт	8	50	400
Закупівля і монтаж ємності для розведення інокуляту	35	1	35
Встановлення додаткових насосів	3	13	39
Обладнання додаткової системи знезараження	140	2	280
Закупівля і монтаж інокулятора, 1 м ³	50	1	50
Обладнання лабораторії для зберігання чистих культур	85	1	85
Додаткові трубопроводи	120	1	120
Монтажні та пусконаладжувальні роботи	240	1	240
Всього			1249

Таблиця 6.3. Розрахунок збільшення експлуатаційних витрат на місяць

Стаття витрат	Одиниця виміру	Затрати на операцію	Ціна за одиницю, тис. грн.	К-ть операцій на місяць	Вартість, тис. грн.
Збільшення витрат гіпохлориту натрію	м ³	13,3	7,6	2	202,2
Збільшення витрат електроенергії	тис. кВт*год/міс	0,048	2,3	1	0,1
Заробітна плата додаткового персоналу	тис. грн./міс.	2	8	1	16,0
Обов'язкові відрахування, 22 %					3,5
Інше					11,1
Всього					232,9

Позитивний економічний ефект від впровадження нової технології полягає у доведенні якості питної води до нормативних вимог за показниками заліза та мангану.

Хоча ці компоненти, які зазвичай присутні у природних водах, згідно Керівництва ВООЗ щодо забезпечення якості питної, не відносяться до токсичних і їх вміст у питній воді не лімітується за санітарно-

токсикологічними ознаками (тобто вони не створюють безпосередню загрозу здоров'ю людини), але при їх підвищених концентраціях під час транспортування води на внутрішній поверхні труб води можуть утворюватися різноманітні за складом відкладання (в т.ч. і біологічні), що, з одного боку, сприяє бактеріальному росту, а з другого - призводить до збільшення аварійних ситуацій.

Отже економічний ефект буде зумовлений зменшенням наступних ризиків:

- погіршення мікробіологічних показників якості води, що призводить до виникнення захворювання людей внаслідок споживання неякісної води;
- зростання кількості аварій на трубопровідних системах.

Щоб застосувати формулу (6.1) необхідно для обох ризиків визначити вірогідність їх виникнення та оцінити негативні наслідки. Споживання неякісної питної води може призводити до виникнення гострих шлункових захворювань. Таку вірогідність при одному споживанні можна оцінити як $1 \cdot 10^{-5}$, в той час як при споживанні відповідним чином дезінфікованої води вірогідність становить не більше - $1 \cdot 10^{-6}$. Враховуючи, що людина за 1 добу споживає питну води не менше 5 разів, а населення міста складає 10 тис. осіб, отримаємо скорочення вірогідності:

$$B_1 = (1 \cdot 10^{-5} - 1 \cdot 10^{-6}) * 5 * 30 * 10000 = 13,5 \text{ випадків/місяць}$$

Затрати на подолання негативних наслідків захворювання складаються з вартості лікування (біля 11,6 тис. грн.) та тимчасової втрати працездатності, яка з розрахунку 7 робочих днів хвороби складає - 2,5 тис. грн.

Для оцінки кількості аварій можна застосувати середні дані водопостачального підприємства, згідно з якими аварійність на водопровідних мережах в середньому складає - 2,6 аварій/км на рік або 0,217 аварій/км на місяць.

Запобігання утворенню відкладень на внутрішній поверхні труб внаслідок покращення якості води може знизити кількість аварій до середнього в Україні рівня - 1,8 аварій/км на рік або 0,15 аварій/км на місяць.

Враховуючи, що у місті протяжність трубопроводів становить біля 80 км, зменшення вірогідності ризику становитиме:

$$B_2 = (0,217 - 0,150) * 80 = 5,3 \text{ аварій/міс.}$$

Виникаючи при аварійних ситуаціях витрати пов'язані з її безпосередньою ліквідацією і заміною трубопроводу (біля 25 тис. грн.), втратами води при аварії (біля 0,5 тис. грн.) та витратами на поновлення роботи трубопровідної системи (її дезінфекцію і промивку – біля 8,5 тис. грн.). Отже загальний ефект від зменшення ризиків складатиме:

$$E = 13,5 * 14,1 + 5,3 * 34 = 372,3 \text{ тис. грн./місяць}$$

Термін окупності від впровадження біотехнологічних методів інтенсифікації технології знезалізнення/деманганзації становитиме:

$$O = KЗ / (E - З) = 1249 / (372,3 - 232,9) \cong 9 \text{ місяців}$$

Розроблена біотехнологічна інтенсифікація методу знезалізнення на швидких фільтрах з середнім та високим вмістом у воді заліза ($10\text{--}20 \text{ мг/дм}^3$) дозволяє або зовсім виключити із технологічної схеми другий ступень фільтрування, або суттєво збільшити питоме навантаження на одиницю об'єму очисних споруд, сприяючи таким чином зниженню капітальних затрат на будівництво і експлуатацію, а також економії матеріальних, енергетичних, трудових та інших ресурсів.

У порівнянні з існуючими технологіями деманганзації води ресурсоефективність розробленої біотехнології визначається, насамперед, через відсутність необхідності застосування високозатратного та достатньо складного процесу модифікації/регенерації спеціального фільтруючого завантаження, використання таких реагентів як перманганат калію, діоксид хлору та ін.

6.3. Розрахунок економічного ефекту впровадження біотехнології деамонізації

Економія ресурсів при впровадженні біотехнології інтенсифікації фільтрів деамонізації шляхом внесення інокуляту зумовлена зниженням

непродуктивних витрат при експлуатації, зокрема скороченням часу введення у робочий режим фільтрів та зменшенням чисельності очисного обладнання, а отже і капітальних затрат.

Для водоочисної станції продуктивністю 10 тис. м³/добу ефект від впровадження нової технології можна розрахувати наступним чином.

У випадку існуючої технології необхідний додатковий резерв фільтрів на випадок простою під час пуску в експлуатацію складає - 25 %. Для станції з вказаною продуктивністю необхідна кількість фільтрів UX-100 (продуктивність - 75 м³/год) становить – 9 (6 робочих та 3 резервних). За умови впровадження нової технології інтенсифікації можна скоротити кількості резервного обладнання з 3 до 1 одиниці.

При вартості обладнання - 113 600 євро (3 521 тис. грн.) та строку амортизації 20 років, економія норми амортизації складатиме – 350,1 тис. грн./рік. Затрати на рік для випадку 6 зупинок розраховані в табл. 6.4.

Таблиця 6.4. Розрахунок збільшення експлуатаційних витрат на місяць

Стаття витрат	Один. виміру	Затрати на операцію	Ціна за один, тис. грн.	К-ть операцій на рік	Вартість, тис. грн
Поживне середовище	м ³ /рік	2	7,6	6	91,2
Амортизація обладнання для приготування інокуляту	грн/рік	1	11,5	1	11,5
Електроенергія для приготування інокуляту	тис. кВт*год/рік	0,22	2,3	6	3,0
Заробітна плата	тис. грн./рік	1	8	12	96
Обов'язкові відрахування, 22 %					21,1
Інше					14,6
Всього					237,5

Враховуючи, що первинні затрати на впровадження нової технології складають приблизно 195 тис. грн., строк її окупності складатиме - 14 місяців.

За аналогічними розрахунками строк окупності інтенсифікації процесів біодеструкції органічних речовин на полігонах ТПВ становитиме - 22 місяця.

Висновки за розділом

Таким чином, проведені розрахунки економічного ефекту дозволяють зробити наступні основні висновки.

При оцінці економічного ефекту інтенсифікації технологій і методів міської інфраструктури, в тому числі з застосуванням біотехнології, доцільно (і потрібно) використовувати метод оцінки ризиків.

В переважній більшості випадків позитивний ефект від впровадження технологій полягає у скороченні ризиків для здоров'я населення, зменшенні аварійності та зниженні екологічних ризиків.

Розроблена біотехнологічна інтенсифікація методу знезалізнення на швидких фільтрах дозволяє або зовсім виключити із технологічної схеми другий ступень фільтрування, або суттєво збільшити питоме навантаження на одиницю об'єму очисних споруд, сприяючи таким чином зниженню капітальних затрат на будівництво і експлуатацію, а також економії матеріальних, енергетичних, трудових та інших ресурсів.

Ресурсоефективність розробленої біотехнології деманганації води визначається через відсутність застосування допоміжних процесів з підготовки та періодичної регенерації модифікованого фільтруючого завантаження та використання для цих цілей таких реагентів як перманганат калію, діоксид хлору та ін.

Впровадження біотехнології деамонізації дозволяє знизити непродуктивні експлуатаційні витрати, насамперед, через скорочення часу введення фільтра у робочий режим та зменшенням чисельності очисного обладнання, а отже і капітальних затрат.

За розрахунками термін окупності впровадження розроблених біотехнологічних методів інтенсифікації технологій знезалізнення і

деманганації становитиме лише 9 місяців; деамонізації - 14 місяців; інтенсифікації процесів біодеструкції органічних речовин на полігонах ТПВ - 22 місяця.

Результати експериментальних досліджень даного розділу наведено в таких публікаціях:

1. Кравченко О.В. Сучасні технології видалення амонію з питної води / О.В. Кравченко, О.С. Панченко // Збірник доповідей Міжнародного конгресу «ЕТЕВК-2017», м. Чорноморськ, 12-16 черв. 2017. - С. 82-85.
2. Хоружий В. П. Навчальний посібник: «Експлуатація систем водопостачання та водовідведення / В. П. Хоружий, О. В. Кравченко. – Київ: КНУБА, 2018. – 203 с. – (КНУБА).

РОЗДІЛ 7. РОЗРОБКА МЕТОДОЛОГІЇ ЗАСТОСУВАННЯ БІОТЕХНОЛОГІЇ НА ОБ'ЄКТАХ КОМУНАЛЬНОЇ ІНФРАСТРУКТУРИ НАСЕЛЕНИХ ПУНКТІВ

Ретельний аналіз та узагальнення результатів проведених досліджень дозволили розробити методологію для визначення можливості та перспектив застосування прийомів біотехнології для інтенсифікації різних технологічних процесів, які реалізуються у комунальній інфраструктурі населених пунктів. Ця методологія передбачає виконання ряду заходів з оцінки особливостей процесу, які можуть базуватись як на доступних літературних даних, так і на результатах додатково проведених експериментальних досліджень.

Створення методології було зумовлено необхідністю уніфікації підходу до визначення можливості інтенсифікації процесів методами біотехнології при мінімізації затрат на проведення необхідних досліджень.

Методологія включає наступні основні етапи (рис. 7.1).

1. Оцінка можливості існування біологічного агента в умовах даного процесу. На цьому етапі, виходячи з технологічних параметрів процесу (температура, вологість, доступність органічних субстратів, час контакту з ними тощо) визначається принципова можливість існування мікроорганізмів за даних умов. Якщо вказані умови задовольняються, оцінюється можливість потрапляння мікроорганізмів у процес. Для переважної більшості процесів, які застосовуються у комунальній інфраструктурі, ці вимоги можуть досягатися за рахунок контакту з оточуючим середовищем.

2. Визначення ролі біологічних факторів в технологічному процесі. Цей етап передбачає оцінку ролі біологічних факторів, а отже і максимально можливу ефективність інтенсифікації процесів біотехнологічними прийомами. Для ряду процесів, які відбуваються у комунальній інфраструктурі, роль мікроорганізмів відома і описана в літературі.



Рис. 7.1. Схема методології застосування біотехнології на об'єктах комунальної інфраструктури населених пунктів

Проте, як показали наші дослідження з інтенсифікації знезалізнення і деманганації води, існує висока вірогідність, коли у процесах, що вважаються виключно фізико-хімічними, за певних умов можуть домінувати

біологічні фактори. Для точнішої оцінки ролі мікроорганізмів необхідно проведення двох паралельних експериментів, в одному з яких підтримуються стерильні умови. Наприклад, технологічні процеси у водопідготовки можна порівнювати за наявності попереднього знезараження та без нього.

3. Визначення біологічного агента. Переважна більшість процесів у комунальній інфраструктурі реалізується в неасептичних умовах, що збільшує вірогідність існування в них біоценозів мікроорганізмів, які можуть розглядатися як біологічні агенти. Через особливості саморегуляції біоценозів при незмінних умовах та досить тривалому часі їх склад формується таким чином, щоби оптимально відповідати наявним умовам. Через цей факт найчастіше саме ті мікроорганізми, які виділяються при звичайному протіканні технологічного процесу, і є найбільш придатними для існування в таких умовах. Отже визначення біологічного агента зводиться до аналізу існуючих біоценозів конкретного процесу. Для класифікації мікроорганізмів використовуються їх морфологічні ознаки. На практиці, як правило, проводиться висів мікроорганізмів на ряд середовищ, їх забарвлення різними способами та мікроскопіювання.

4. Отримання і зберігання чистих культур мікроорганізмів, які входять до складу біологічного агента. Отримання чистих культур проводиться шляхом розсівання на відповідні середовища та подальшого зберігання на твердому носії або у рідкому середовищі в залежності від особливостей конкретних мікроорганізмів.

5. Визначення кількісного складу мікроорганізмів у біоценозі. Для встановлення кількісного складу мікроорганізмів може застосовуватись розроблена у даній роботі методика (розділ 2). Визначення складу біоценозів в залежності від зовнішніх умов та/або технологічних параметрів процесів відкриває можливості до більш глибокого розуміння особливостей їх перебігу. В ряді випадків, як показано в розділі 5, після отримання достатньої

вибірки даних для прогнозування складу біоценозу може застосовуватись математичне моделювання.

6. Інтенсифікація процесу шляхом внесення мікроорганізмів.

Встановлення складу біоценозу дозволяє перейти до нарощення культур (чистих або змішаних) і підготовки інокуляту з підтриманням необхідного співвідношення мікроорганізмів. Далі експериментальним шляхом здійснюється порівняння параметрів процесу з обробкою інокулятом та без нього. В деяких випадках (наприклад, як показано в розд. 3) виникає необхідність відпрацювання стадії переносу інокуляту у фільтруюче завантаження. При отриманні позитивних результатів наступним кроком є - технологічне оформлення реалізації процесу.

7. Інтенсифікація процесу шляхом внесення селектованих культур.

Спочатку отримують селектовані культури тих мікроорганізмів, які переважають у складі біоценозу. Критерієм відбору селектованих культур є швидкість росту на середовищі зі значним вмістом забруднювачів, які повинні вилучатися в основному технологічному процесі. Після отримання високоефективних культур здійснюються такі самі операції, як на етапі 6. При цьому слід звернути увагу, що в переважній більшості випадків селектовані мікроорганізми в неасептичних умовах поступово елімінуються з середовища, а тому їх концентрація повинна підтримуватись безперервним або періодичним внесенням додаткової кількості інокуляту.

8. Оцінка техніко-економічних параметрів впровадження технології. Оцінка нової технології проводиться з точки зору економічної доцільності її впровадження. При цьому розраховуються додаткові затрати на впровадження технології, економічний ефект та термін окупності. Через особливість застосованих у комунальній інфраструктурі процесів їх ефективність зазвичай визначається критеріями якості (наприклад, якість води, очищених стічних вод тощо). В такому випадку економічний ефект

слід оцінювати, враховуючи можливість виникнення ризиків (методику їх розрахунку наведено у розд. 6).

Якщо на одному з вказаних вище етапів стає очевидною недоцільність використання біотехнологічних прийомів для підвищення ефективності технологічного процесу, роботи у даному напрямку потрібно зупинити.

Нижче наведено приклад застосування розробленої методології для технологічного процесу аеробної стабілізації осадів стічних вод, із залученням доступних літературних даних.

1) Оцінка можливості існування біологічного агента в умовах процесу. Процес відбувається у відкритому неасептичному середовищі в спеціальних резервуарах при подачі повітря. Джерелами потрапляння мікроорганізмів в процес є залишковий активний мул, який піддається обробці, та атмосферне повітря. Процес відбувається при температурі, близькій до атмосферного повітря, субстратом є активний мул та органічна складова забруднень, відділених у первинних відстійниках, отже наявні всі умови для протікання біологічних процесів.

2) Визначення ролі біологічних факторів в технологічному процесі. Літературними даними підтверджено, що основну роль у вказаній технології грають саме біологічні процеси.

3) Визначення біологічного агента. Відповідно до даних Голубової біологічним агентом є біоценоз мікроорганізмів, близький до складу активного мулу в аеротенках, в якому переважають представники роду *Pseudomonas* та кокові форми.

4) Подальші кроки. Очевидно, що наступними кроками повинні бути: виділення мікроорганізмів вказаних родів, кількісна оцінка мікроорганізмів різних видів за різних умов та підготовка з чистих культур інокулятів для інтенсифікації процесу.

Результати експериментальних досліджень даного розділу наведено в таких публікаціях:

1. Методологічні підходи до біотехнології очищення питної води: методики виділення та ідентифікації залізо- та манганоокиснюючих бактерій / О.В. Кравченко, Є.В. Кузьмінський, О.С. Панченко. *«Стандартизація, сертифікація, якість»* - 2018. № 2. – С. 89-93. (Особистий внесок – брав участь в плануванні експерименту, узагальненні результатів та підготовці статті).
2. Хоружий В. П. Навчальний посібник: «Експлуатація систем водопостачання та водовідведення / В. П. Хоружий, О. В. Кравченко. – Київ: КНУБА, 2018. – 203 с. – (КНУБА).

ВИСНОВКИ

Комплексне дослідження дало змогу науково обґрунтувати та експериментально довести можливість використання прийомів біотехнології для інтенсифікації технологічних процесів, які застосовуються на об'єктах комунальної інфраструктури.

За результатами проведених досліджень зроблено наступні висновки.

1. Встановлено і експериментально підтверджено вплив біологічних процесів на видалення сполук заліза і мангану на швидких цеолітових фільтрах з води з достатньою карбонатною лужністю та визначено технологічні параметри роботи фільтрів.

2. Визначено, що у завантаженні працюючих швидких фільтрів знезалізнення серед мікроорганізмів, які беруть участь у процесах видалення з води сполук заліза та мангану, основним є мікроценоз з 10 родів залізобактерій. Встановлено кількісні співвідношення між цими організмами при різній якості вихідної води, зокрема для смт Хорошів чисельність мікроорганізмів становила (КУО/г завантаження): р.*Leptothrix* - 530-2070, р.*Sphaerotillus* - 150-720, р.*Metallogenium* - 240-370, інших – 3490-8070.

3. Отримано мутантні культури залізобактерій родів *Leptothrix* та *Sphaerotillus*, які у співвідношенні приблизно 1:1 забезпечували ефективність видалення мангану на рівні 98 %.

4. Визначено можливість інтенсифікації процесів знезалізнення і деманганації шляхом внесення у цеолітове завантаження швидких фільтрів інокулятів природних або селектованих культур мікроорганізмів родів *Leptothrix* і *Sphaerotillus* та їх сумішей. Відпрацьовано технологічні параметри цього процесу та фінішного знезараження води, запропоновано відповідні технологічні схеми, їх апаратурну реалізацію та удосконалено конструкції фільтрів. Визначено, що при застосуванні біотехнології можна досягти ефективності очищення води за залізом та манганом: з природними

культурами на рівні 94-99 % та 71-87 % відповідно; з мутантними культурами – 98-99 % та 94-97 % відповідно.

5. Встановлено, що у швидких фільтрах деамонізації одночасно з процесом нітрифікації відбувається і процес денітрифікації, причому перший з них в основному перебігає у верхній, а другий – спостерігається у нижній частинах фільтра. Експериментально визначено, що біологічним агентом нітрифікації виступають представники родів *Nitrosomonas* і *Nitrobacter* (чисельність 700-950 КУО/г), а денітрифікації - *Thiobacillus denitrificans* (чисельність 45-100 КУО/г). Границя переходу між зонами нітри- та денітрифікації визначалась за концентрацією кисню, яка у дослідженнях знаходилась на висоті 0,12-0,44 загальної висоти завантаження.

6. Розроблено стохастичну математичну модель впливу концентрації розчиненого кисню на перебіг процесів нітри- та денітрифікації і ефективність роботи фільтрів деамонізації. Здійснено її оптимізацію та створено розрахунковий алгоритм для визначення оптимальних параметрів аерації та кількісного співвідношення потрібних для інтенсифікації процесу деамонізації мікроорганізмів в інокуляті. Відповідна модель реалізована у вигляді програми мовою Swift 4.0, погрішність моделі не перевищує 6 %.

7. Експериментально доведено можливість інтенсифікації технології деамонізації підземних вод типового фізико-хімічного складу (рН 6,8-7,5, загальна лужність 4,5-6,5 ммоль/дм³, перманганатна окиснюваність 2,0-4,5 мг/дм³) шляхом внесення у фільтруюче завантаження інокулятів мікроорганізмів родів *Thiobacillus denitrificans*, *Nitrosomonas* і *Nitrobacter*, кількість яких розраховується за комп'ютерною програмою, та встановленням оптимальних параметрів роботи аератору. Розроблено відповідну технологічну схему та експериментально показано, що при її реалізації можна досягти скорочення терміну пуску фільтрів деамонізації в експлуатацію з 14 до 2 діб.

8. Вивчено умови розвитку різних груп мікроорганізмів, кількісно оцінено їх співвідношення та встановлено залежності від фракційного складу ТПВ для полігонів деяких населених пунктів України. Виявлено кореляційні залежності ($R=0,65-0,68$) та створено математичну модель для опису вказаних процесів і визначення оптимального складу мікроценозів. Модель реалізовано у вигляді комп'ютерної програми мовою Apple Swift 4.0

9. Запропоновано технологію інтенсифікації біодеструкції ТПВ шляхом створення близьких за складом до природних мікроценозів комплексних препаратів, прогнозування складу яких здійснюється на основі математичної моделі. Показано, що застосування трикомпонентного препарату, отриманого за цією технологією, забезпечувало збільшення ефективності деструкції у порівнянні з препаратом на основі монокультури роду *Bacillus* на $26,4 \pm 0,2$ %.

10. Розроблено методологію застосування біотехнології для інтенсифікації технологічних процесів у комунальній інфраструктурі населених пунктів, яка дозволяє шляхом реалізації послідовних етапів суттєво підвищити ефективність процесів знезалізнення, деманганації, деамонізації у водопостачанні та біодеструкції органічних сполук на полігонах ТПВ. Оцінку даної методології здійснено на прикладі методу аеробної стабілізації осадів стічних вод.

Перелік використаних джерел

1. Закон України «Про питну воду, питне водопостачання та водовідведення». – Відомості Верховної Ради України від 19.04.2002.
2. України З. «Про відходи». - Відомості Верховної Ради України. – 1998. – Т. 36-37. – С. 242.
3. Журба М. Г., Говорова Ж.М., Говоров О.Б., Квартенко А.Н. Кондиционирование подземных вод многокомпонентного физико-химического состава // Водочистка. Водоподготовка. Водоснабжение. – 2012. – Т. 4 (52). – С. 18-27.
4. Седлухо Ю. П. Биологическая очистка подземных вод от железа, марганца и сероводорода - опыт беларуси // Water magazine. – 2016. – Т. 8 (108). – С. 20-25.
5. Менча М. Н. Железобактерии подземных вод в процессах обезжелезивания // Водоснабжение и сантехника. – 2006. – Т. 1, № 7. – С. 49–53.
6. ДСанПін 2.2.4-171-10 *«Гігієнічні вимоги до води питної, призначеної для споживання людиною»*.
7. Очистка воды от железа, марганца, фтора и сероводорода /Золотова Е. Ф. – Москва: Стройиздат, 1975. – 176 с.
8. Улучшение качества подземных вод /Николадзе Г. И. – Москва: Высшая школа, 1987. – 240 с.
9. Технология очистки природных вод /Николадзе Г. И. – Москва: Высшая школа, 1987. – 479 с.
10. Water treatment handbook. – 6th изд. – Paris, Secaucus, NJ, USA: Degrémont, Lavoisier Pub. distributor, 1991. – v. 2 с.
11. Тарасевич Ю. И. Упрощенная модель обезжелезивания и деманганизации воды на клиноптилолитовой загрузке фильтров // Химия и технология воды. – 2013. – Т. 2. – С. 98–109.

12. Farkas A., Muntean V. Microbial activity in drinking water-associated biofilms // Central European Journal of Biology. – 2013. – Т. 2, № 8(2). – С. 201–214.
13. Guidelines for Drinking Water Quality. Geneva, 2017. – 604 с.
14. Водопостачання, водовідведення та якість води. / Запольський А. К. – Київ, 2005. – 671 с.
15. Winter K. Kriterien bei baulichen Einrichtungen auf Deponien hinsichtlich der Gefährdung durch Gase // Appl. Mikrobiol. – 1979. – Т. 2, № 2. – С. 41.
16. Санитарная очистка и уборка населенных мест. / Мирный А. Н., Абрамов Н.Ф., Беньямовский Д.Н. – Москва: Стройиздат, 1990. – 278 с.
17. Скворцов Л. С., Мирный А.Н., Варшавский В.Я. Сельскохозяйственное использование компоста, полученного из твердых бытовых отходов // «Чистый город». – 1999. – Т. 3(7). – С. 2-7.
18. Санитарная очистка населенных мест. / Пигута Д. Б. – Москва: СССР, 1955. – 235 с.
19. Гуляев Н. Ф. Сбор, удаление и обезвреживание бытовых отходов // Узб. хим. журнал. – 1971. – Т. 5, № 2. – С. 380.
20. Water treatment--a century of progress // Book Water treatment--a century of progress / New York Air Brake Co., 1964.
21. Зайцева Т. А., Оршанская Ф.Б. Интенсивная биохимическая очистка высококонцентрированных сточных вод // Водные ресурсы –1987. – Т. 2. – С. 54-59.
22. Прокопов В. О. Стан та якість питної води централізованих систем водопостачання України в сучасних умовах (погляд на проблему з позицій гігієни) // Гігієна населених місць. – 2014. – Т. 64. – С. 56-67.
23. Water Resources Planning and Management. / Grafton R. Q., Hussey K. – Cambridge ; New York: Cambridge University Press, 2011. – xxi, 777 с.

24. New health considerations in water treatment. / Holdsworth R., Water Training International., Institution of Water and Environmental Management. – Aldershot, Hants, England ; Brookfield, Vt., USA: Avebury Technical, 1991. – x, 99 с.
25. Системный анализ контроля и управления качеством воздуха и воды. / Примак А. В., Кафаров В.В., Качиашвили К.И. – Киев: Наукова думка, 1991. – 358 с.
26. Compliance guidance and model risk management program for water treatment plants. / Puglionesi P. S. – Denver, CO: American Water Works Association, 1998. – 325 с.
27. Макарова Н. Весна 2017 и качество водопроводной воды в Киеве // Вода и водоочистные технологии. – 2017. – Т. 2. – С. 24-29.
28. Теоретические основы и технология кондиционирования воды. / Кульский Л. А. – Киев, 1971. – 254 с.
29. Технология очистки природных вод. / Кульский Л. А. – Ангарск, 1986. – 352 с.
30. Supply of Critical Drinking Water and Wastewater Treatment Chemicals : A White Paper for Understanding Recent Chemical Price Increases and Shortages. / Henderson J. L., – Denver, CO: WATER RESEARCH FOUNDATION, 2009. – 12 с.
31. Algae detection and removal strategies for drinking water treatment plants. / Knappe D. R. U., AWWA Research Foundation., Water Resources Research Institute of the University of North Carolina. – Denver, American Water Works Association, 2004. – 466 с.
32. Freedonia Group. Consumer water treatment systems in China // Book Consumer water treatment systems in China / Cleveland, 2011.
33. Water Treatment : Grade 1. – Denver, American Water Works Association, 2016. – 424 с.
34. Water Treatment : Grade 2. – Denver, CO: American Water Works Association, 2016. – 398 с.

35. Strategies, technologies, and economics of waste water management in ECE countries : a report on prevailing practice and recent experience in domestic sewage purification and industrial waste-water treatment with special emphasis on advanced techniques. / United Nations. Economic Commission for Europe. Committee Water Problems., United Nations. Economic Commission for Europe. – New York: United Nations, 1984. – viii, 77, 25 с.
36. Chen Po-Wen L., Wun Min-Jie, Ran Cai-Ling. Оценка мутагенности продуктов выщелачивания, полученных из золотшлака городской установки для сжигания твердых бытовых отходов с помощью метода обратных мутаций *Salmonella* // МУСОРОПЕРЕРАБОТКА –2015. – Т. 6. – С. 70-76.
37. Principles of water treatment. / Crittenden J. C., Howe K. J., Hand D. W., Tchobanoglous G., Trussell R. R. – Third edition, Student edition. изд. – Hoboken: Wiley, 2012. – xvii, 654 с.
38. Biohazards of drinking water treatment. / Larson R. A. – Chelsea, Mich.: Lewis, 1989. – ix, 293 с.
39. Special water treatment study, phase I : final report. / New Jersey. Division of Water Resources., James M. Montgomery Consulting Engineers. – Trenton, N.J.: The Division, 1983. – 675 с.
40. Standard operating guidelines for small community drinking water systems. / North Dakota. Department of Health – Bismarck, North Dakota: North Dakota Department of Health, 2016. – 1 volume (various pagings).
41. Society for Water Treatment and Examination. Water treatment and examination // Book Water treatment and examination / Editor. – Chorleywood, Eng., etc., : Society for Water Treatment and Examination.
42. Zapolskii A. K. *Water, Sanitation and Water Quality* // International Journal of Environmental Science and Technology. – 2005. – Т. 2, № 1. – С. 574.
43. Water treatment : industrial and municipal. / Brandvold D. C. – 1st изд. – New York: Vantage Press, 1975. – 120 с.

44. ГОСТ 2874-82. Гигиенические требования и контроль за качеством»: Издательство стандартов, 1982. – 263 с.
45. Water treatment. Principles and practices of water supply operations series. / American Water Works Association. – Denver, American Water Works Association, 2003. Principles and practices of water supply operations series. – 552 с.
46. Disinfection by-products in water treatment : the chemistry of their formation and control. / Minear R. A., Amy G. L. – Boca Raton: Lewis Publishers, 1996. – 502 с.
47. Drinking water treatment : focusing on appropriate technology and sustainability. Strategies for sustainability. / Ray C., Jain R. – Dordrecht ; New York: Springer, 2011. Strategies for sustainability. – 262 с.
48. Operational control of coagulation and filtration processes. AWWA manual. / American Water Works Association. – 3rd изд. – Denver: American Water Works Association, 2011. – Т. M37: AWWA manual. – xvi, 226 с.
49. Nongch'on chiyök möngnün mul ch'öri rül wihan yöksamt'u kisul kaebal : manjokto nop'üm möngnün mul = Development of reverse osmosis technology for drinking water treatment agricultural district : Drinking water of high-quality. / Tiem P'yuöt'ek (Firm : Korea) – Seoul: Hwan'gyöngbu, 2008. – 260, 94 с.
50. Reverse Osmosis Drinking Water Treatment Systems / Ann Arbor, Michigan: NSF International, 2016.
51. Symposiums on The outlook for water treatment chemicals. Chemical marketing and economics reprints. / American Chemical Society. Division of Chemical Marketing and Economics. – Staten Island,: Chemical Marketing and Economics Division, American Chemical Society, 1982. – 326 с.
52. Sustainable water treatment : innovative technologies. / Noor Z. Z., Sabli N. S. M. – Boca Raton: Taylor & Francis, a CRC title, part of the Taylor & Francis imprint, 2017. – 184 с.

53. Tekhnicheski progres vŭv vodosnabdŭavaneto i prechistvaneto na prirodni vodi : 4 simpozium, Varna, 19-21.V.1988. / Rezashka K. a., Obedinena redaktsiia po vodno delo komunalno stopanstvo i blagoustroistvo (Bulgaria) – Sofiia: Obedinena red. "Vodno delo, komunalno stopanstvo i blagoustroistvo", 1988. – v. 1-2 c.
54. Artificial intelligence systems for water treatment plant optimization. / Baxter C. W. – Denver, AWWA Research Foundation and American Water Works Association, 2001. – 141 c.
55. Automation management strategies for water treatment facilities. / Schlenger D. L., AWWA Research Foundation. – Denver, The Foundation and American Water Works Association, 1996. – 195 c.
56. Basic water treatment. / Binnie C., Kimber M. – 5th edition. изд. – Science Park, Milton Road, Cambridge: Royal Society of Chemistry, 2013. – 294 c.
57. Slow sand filtration : recent developments in water treatment technology. / Graham N. J. D. – Chichester New York: Ellis Horwood; Halsted Press, 1988. – x, 412 c.
58. Self-assessment for treatment plant optimisation : guidance manual. / Lauer B., Renner R. C. – English language international – Denver: American Water Works Association, 2001. – 256 c.
59. Specialty water treatment chemicals : technology, markets, applications. Business opportunity report. / Saxman D., Business Communications Co. – Stamford, Conn., U.S.A.: Business Communications Co., 1985. – T. C-002N: Business opportunity report. – 155 c.
60. Strategies for controlling and mitigating algal growth within water treatment plants. / Kommineni S., Water Research Foundation., United States. Environmental Protection Agency., Veolia Water Indianapolis. – Denver, Colo.: Water Research Foundation, 2009. – xxxi, 211 c.
61. Рудакова Л. В., Вайсман Я.И., Зайцева Т.А. Биодegradация загрязняющих веществ в фильтрационных водах // Геоэкология. – 2000. № 1. – С. 2-5.

62. Freedonia Group. Water treatment equipment // Book Water treatment equipment / Editor. – Cleveland, Ohio: Freedonia Group, 2010.
63. Freedonia Group. Water treatment chemicals // Book Water treatment chemicals / Editor. – Cleveland, OH: Freedonia Group, 2011. – C. v.
64. Water treatment principles and design. / Crittenden J. C., Montgomery Watson Harza (Firm) – 2nd изд. – Hoboken, N.J.: J. Wiley, 2005. – xx, 1948 с.
65. Water treatment processes. / Demadis K. – Hauppauge, N.Y.: Nova Science Publishers, 2012. – xvii, 487 с.
66. Water treatment in China. Industry study. / Freedonia Group. – Cleveland, Ohio: Freedonia Group, 2011. Industry study.
67. Water treatment plant operation : a field study training program. / Kerri K. D., California State University Sacramento. Office of Water Programs. – 6th изд. – Sacramento: California State University, Sacramento, 2008.
68. Degradation of chemical biocides with application to ballast water treatment. NOAA technical memorandum GLERL. / Landrum P. F., United States. National Oceanic and Atmospheric Administration., Great Lakes Environmental Research Laboratory. – Ann Arbor, Mich.: United States Dept. of Commerce, National Oceanic and Atmospheric Administration, 2003. – 37 с.
69. Demineralization by ion exchange in water treatment and chemical processing of other liquids. / Applebaum S. B. – New York,: Academic Press, 1968. – xiv, 389 с.
70. Water treatment : industrial, commercial & municipal. / Brandvold D. C. – 3rd изд. – Jacksonville, Fla.: DCB-Enterprises, 1994. – 155 с.
71. Principles of public health microbiology. / Burlage R. S. – Sudbury, МюА: Jones & Bartlett Learning, 2012. – xvi, 417 с.
72. Advances in water treatment and environmental management. / Thomas G., King R., BHR Group Limited., Commission of the European Communities. – London ; New York, USA: Elsevier Applied Science; Elsevier Science Pub. Co. distributor, 1991. – 269 с.

73. Perchlorate : environmental occurrence, interactions, and treatment. / Gu B., Coates J. D. – New York: Springer, 2006. – xii, 411 с.
74. Мамченко А. В. Приоритетные направления в технологии очистки подземных вод от железа // Опреснение питьевой воды. – 2009. – Т. 2, № 3. – С. 57–77.
75. Чигаев И. Г. Современные способы обезжелезивания подземных вод с применением мембранных технологий // Ползунковский вестник. – 2014. – Т. 3. – С. 74.
76. Water treatment membrane processes. / AWWA Research Foundation., Lyonnaise des eaux-Dumez (Firm), South Africa. Water Research Commission. – New York: McGraw-Hill, 1996.
77. Advances in membrane technologies for water treatment ; materials, processes and applications. Woodhead Publishing series in energy. / Besile A. – Amsterdam: Elsevier, Woodhead Publishing, 2015. – Т. 75: Woodhead Publishing series in energy. – 642 с.
78. Membranes for water treatment. Membrane technology. / Peinemann K. V., Nunes S. P. – Weinheim: Wiley-VCH, 2010. – Т. 4: Membrane technology. – 237с.
79. Nyns E. J., Pauss A. Digestion and Carbohydrate Hydrolysis of Waste // Anaerobic Reactors. – 1984. – Т. 1, № 2. – С. 30.
80. Kraakman B., Oosting R. H₂S removal using a new type of biotrickling filter // Biotechnology for Odor and Air Pollution Control. – 1997. – Т. 2, № 2. – С. 52.
81. Janssen A., Buisman, C. The removal of H₂S from Air at a petrochemical plant // Biofilter. – 1997. – Т. 2, № 2. – С. 254.
82. Обезжелезивание и деманганация подземных вод. / Кулаков В. В. – Учебное пособие: Москва, 1998. – 100 с.
83. Роль железобактерий в трансформации железа и марганца в грунтовых водах и использование их для очистки питьевой воды. / Дрожжин О. С. – Воронеж, 2001. – 214 с.

84. Кравченко О. В., Панченко О.С. Біотехнологічні підходи для інтенсифікації видалення амонію при підготовці питної води // Наукові вісті Національного технічного університету України «Київський політехнічний інститут». – 2017. – Т. 3, № 110. – С. 34 – 40.
85. Квартенко О. М., Саблій Л.А., Грюк І.Б. Вилучення фенолів із багатокомпонентних підземних вод методом гідродинамічної кавітації // Вісник Хмельницького національного університету. Серія: Технічні науки. – 2017. – Т. 5. – С. 83-88.
86. Application of nanotechnology in membranes for water treatment. Sustainable water developments. / Figoli A. – Boca Raton: CRC Press, Taylor & Francis Group, 2017. – Т. 5: Sustainable water developments. – 305 с.
87. Health effects of drinking water treatment technologies. / Drinking Water Health Effects Task Force., United States. Environmental Protection Agency. Office of Drinking Water. – Chelsea, MI: Lewis Publishers, 1989. – xix, 146 с.
88. Emerging membrane technology for sustainable water treatment. / Hankins N. P., Singh R. – Amsterdam: Elsevier, 2016. – xvii, 472 с.
89. Mizu shori mizu jōka no saishin shijō : saikin no kisei dōkō, mizu shori yakuzai no shijō dōkō, kaihatsuchū no mizu jōka gijutsu = Market of water treatment & purification. / Shīemushī (Firm) – Tōkyō: Shīemushī, 2000. – iii, 234 с.
90. Mizu shori mizu jōka mizu bijinesu no shijō = Market of water treatment, purification & business. / Shīemushī Shuppan. Henshūbu. – Tōkyō: Shīemushī Shuppan, 2003. – v, 213 с.
91. Report to the twenty-first Legislature, State of Hawaii, 2002, in compliance with sections 340E-31 through 340E-41, Hawaii Revised Statutes relating to the drinking water treatment revolving loan fund of the Department of Health. / Hawaii. Department of Health. Safe Drinking Water Branch., Hawaii. Department of Health. Wastewater Branch. – Honolulu: State of Hawaii, Dept. of Health, 2001. – 15 с.

92. Real-time artificial intelligence control and optimization of a full-scale WTP. / Shariff R., AWWA Research Foundation., EPCOR Water Services. – Denver, Colo.S.l.: Awwa Research Foundation : American Water Works Association ;IWA Pub., 2006. – 161 c.
93. Water treatment plant design. / American Society of Civil Engineers., American Water Works Association. – 3rd изд. – New York: McGraw-Hill, 1998. – x, 806 c.
94. Water treatment plant design. McGraw-Hill handbooks. / Baruth E. E., American Society of Civil Engineers., American Water Works Association. – 4th изд. – New York: McGraw-Hill, 2005.
95. Advanced technology for municipal water treatment. Business opportunity report. / Hanft S., Business Communications Co. – Norwalk, CT: Business Communications Co., 2003. – T. E-125: Business opportunity report. – 173 c.
96. Arsenic removal from drinking water. / Bianchelli T. – New York: Nova Science Publishers, 2003. – 150 c.
97. Combining adsorbents with membranes for water treatment. / Benjamin M. M., AWWA Research Foundation. – Denver, CO: AWWA Research Foundation and American Water Works Association, 2002. – 80 c.
98. Membrane practices for water treatment. / Duranceau S. J., American Water Works Association. – English language 1st изд. – Denver, CO: American Water Works Association, 2001. – xviii, 589 c.
99. Biodegradable organic matter in drinking water treatment and distribution. / Prévost M. l., American Water Works Association. – 1st изд. – Denver, CO: American Water Works Association, 2005. – xvii, 300 c.
100. Khomutetska T. P. Iron removal of groundwater by biological method on units with fibrous-foam filters // Technologies for Decentralized Fluoride Removal. – 2010. – C. 22-33.

101. Хоружий П. Д. Исследование процессов и разработка технологии обезжелезивания подземных вод с помощью железобактерий // Химия и технология воды. – 2003. – Т. 25, № 5. – С. 108.
102. Гуцол О. В. Озонування з подальшим фільтруванням на цеолітових фільтрх як спосіб видалення заліза і марганцю з підземних вод // Доповіді Національної академії наук України. – 2017. – Т. 10. – С. 112.
103. Квартенко О. М. Використання закріпленої мікрофлори для очистки підземних вод з підвищеним вмістом заліза // Водопостачання, каналізація. – 1997. – Т. 2, № 2. – С. 457.
104. Технический справочник по обработке воды. / Герасимов Г. Н. – Санкт-Петербург: Водоканал, 2007. – 878 с.
105. Технологические и биохимические процессы очистки сточных вод на сооружениях с аэротенками. / Жмур Н. С.: АКВАРОС, 2003. – 512 с.
106. Water treatment chemicals electronic handbook // Book Water treatment chemicals electronic handbook / Editor. – Aldershot, England ; Brookfield, Vt.: Gower, 1996. – С. 5 computer disks 3 1/2 in. + 1 user's guide.
107. Water treatment process monitoring and evaluation. / Beverly R. P. – Denver, CO: American Water Works Association, 2012. – xv, 180 p. с.
108. Handbook of water treatment chemicals : an international guide to more than 3400 products by trade name, chemical, function, and manufacturer. / Ash M., Ash I. – Aldershot, England ; Brookfield, Vt., U.S.A.: Gower, 1996. – xvii, 642 с.
109. Romanovski V. I., Andreeva N. A. Purification of washing waters of iron removal stations // Chemistry and Technology of Inorganic Substances. – 2012. – Т. 6, № 3. – С. 62-65.
110. Миркина Е. Н. Безопасная вода для целей водоснабжения // Тенденции развития строительства, теплогазоснабжения и энергообеспечения: материалы междунар. науч.-практ. конф. – С. 158-160.

111. Microbes and microbial technology : agricultural and environmental applications. / Ahmad I., Ahmed F., Pichtel J. – New York: Springer, 2011. – 516 с.
112. Wastewater microbiology. / Bitton G. – 3rd изд. – Hoboken, N.J.: Wiley-Liss, John Wiley & Sons, 2005. – 746 с.
113. Filip Z., Kuster E. Mikrobiol. Biotechnol // Applied Microbiology and Biotechnology. – 1979. – Т. 113. – С. 371.
114. Finstein M. S., Miller F.C., Strom P.F. Biotechnology // Ecology. – 1983. – Т. 2, № 12-13. – С. 347.
115. Jones K. L., Grainger J.M. Mikrobiol. Biotechnol // Applied Microbiology and Biotechnology. – 1983. – Т. 32, № 2. – С. 181.
116. Senior E., Balba M.T. Biotechnology Applied to Environmental Problems // Biotechnology Solutions for Everyday Life - BIO. – 1987. – Т. 5. – С. 123-125.
117. Novel water treatment and separation methods : simulation of chemical processes. / Bhanvase B. A., Ugwekar R. P., Mankar R. B. – Oakville, ON ; Waretown, NJ: Apple Academic Press, 2018. – xx, 336 с.
118. Environmental microbiology. / Pepper I. L., Gerba C. P., Gentry T. J. – Third edition. изд. – Amsterdam: Elsevier/AP, Academic Press is an imprint of Elsevier, 2015. – xxii, 705 с.
119. Zhang C. L. *The Removal of Manganese from Underground Water by the Immobilized Manganese-Oxidizing Bacteria* // Water Microbiology. – 2013. – Т. 668. – С. 317–320.
120. Advances in water treatment and pollution prevention. / Sharma S. K., Sanghi R. – Dordrecht ; New York: Springer, 2012. – 457 с.
121. Роль мікроорганізмів при видаленні із води високих концентрацій заліза на фільтрах з цеолітовим завантаженням / О.В. Кравченко. *Вісник Національного університету водного господарства та природокористування. Збірник наукових праць. Технічні науки.* – 2015. – № 1 (69) – С. 58 – 65.

122. *Lopato L., Röttgers N., Binning P. J., Arvin E.* Heterogeneous nitrification in a full-scale rapid sand filter treating groundwater // *Environmental Engineering and Science*. – 2013. – T. 139(3). – C. 375–384.
123. *Barloková D., Ilavský J.* Removal of Iron and Manganese from Water Using Filtration by Natural Materials // *Natural Materials*. – 2010. – T. 19, № 6. – C. 1117–1122.
124. Sustainable water. Issues in environmental science and technology. / *Hester R. E., Harrison R. M., Royal Society of Chemistry (Great Britain)* – Cambridge: Royal Society of Chemistry, 2011. – T. 31: Issues in environmental science and technology. – 169 c.
125. Testing and evaluation of advanced building materials : selected, peer reviewed papers from the first national academic symposium on testing and evaluation of building materials (TEBM 2012), June 22-24, 2012, Shanghai, China. Key engineering materials,. / *Yao W.* – Durnten-Zurich, Switzerland: Trans Tech Publications Ltd, 2013. – T. 539: Key engineering materials,. – 282 c.
126. *Hasan H., Abdullah S., Kamarudin S., Kofli N.* . A review on the design criteria of biological aerated filter for cod, ammonia and manganese removal in drinking water treatment // *Drinking Water*. – 2009. – T. 2, № 6. – C. 25–33.
127. Engineered biofiltration for enhanced hydraulic and water treatment performance. / *Water Research Foundation*. – Denver, CO: Water Research Foundation, 2011. – xxviii, 156 c.
128. *Tekerlekopoulou A. G., Pavlou S., Vayenas D. V.* Removal of ammonium, iron and manganese from potable water in biofiltration units: a review // *Chemical Technology & Biotechnology*. – 2013. – T. 6, № 88(5). – C. 751–773.
129. *Thronton R. J., Balanc F.C.* Water Quality // *Environmental Engineering and Science*. – 1973. – T. 3, № 2. – C. 535.
130. *Banh A., Doi J., Nguyen A., Hernandez S., Ha V., Jimenez P., Espinoza F., and Johnson H. A.* Manganese (Mn) Oxidation Increases Intracellular Mn in *Pseudomonas putida* GB-1 // *Biological Science* –2013. – T. 8, № 10. – C. 1–8.

131. Kaleta J., Puszkarewicz A., & Papciak D. . Removal of Iron, Manganese and Nitrogen Compounds From Underground Waters With Diverse // *Rocznik*. – 2007. – Т. 33, № 3. – С. 5–13.
132. *Shayiachmetova G.*, Nazarov V., Shayiachmetov R., Yakovlev V. The role of iron in water purification from manganese Patrakoskyi intake, Krasnokamskiy region RB // *Biotechnologically Intensified Process*. – 2007. – Т. 2, № 2. – С. 126 – 130.
133. Granger H., Stoddart A., & Gagnon G. . Direct Biofiltration for Manganese Removal from Surface Water // *Environmental Engineering*. – 2014. – Т. 140, № 4. – С. 668.
134. Квартенко О. М., Саблій Л.А. . Дослідження методів очищення підземних залізовмісних вод від аммонійних сполук та аміаку // *Вода і водоочисні технології. Науково-технічні вісті*. – 2016. – Т. 1 (18). – С. 39-49.
135. Квартенко О. М., Саблій Л.А. Дослідження роботи станції очищення багатокомпонентних підземних вод в умовах змін гідравлічних навантажень // *Проблеми водопостачання, водовідведення та гідравліки*. – 2017. – Т. 28. – С. 290-295.
136. Corrosion prevention and control in water treatment and supply systems. Pollution technology review,. / Singley J. E. – Park Ridge, N.J., U.S.A.: Noyes Publications, 1985. – Т. 122: Pollution technology review,. – 313 с.
137. Aragno M. Microbiologist's look inside a "Black box" // *The landfill ecosystem*. – 1988. – Т. 3, № 2. – С. 15-39.
138. Fayolle L. Milieu d'ecologie // *Valeur des ordures menageres*. – 1985. – Т. 2, № 33. – С. 353 - 365.
139. The science and technology of industrial water treatment. / Amjad Z. – Boca Raton, FL; London: CRC Press; IWA Pub., 2010. – 516 с.
140. Определитель бактерий и актиномицетов. / Красильников Н. А. – АН СССР, 1949. – 761 с.

141. Dinkla I. J. T., Rietveld, L. C., Loosdrecht, M. C. M. . Biological iron oxidation by *Gallionella* spp. in drinking water production under fully aerated conditions // Water research. – 2011. – Т. 2, № 22. – С. 5389–5398.
142. Захарова Ю. Р. Метод культивирования микроорганизмов, окисляющих железо и марганец в донных осадках озера Байкал // Подходы к изучению и культивированию микроорганизмов. – 2007. – Т. 4, № 57. – С. 290 - 295.
143. Захарова Ю. Р. Микроорганизмы, окисляющие железо и марганец в донных осадках озера Байкал // Подходы к изучению и культивированию микроорганизмов. – 2007. – Т. 23, № 5. – С. 21.
144. Разнообразие актиномицетов в наземных экосистемах. / Зенова Г. М.: МГУ, 2002. – 120 с.
145. Seder-Colomina M., Morin G., Benzerara K., Ona-Nguema G., Pernelle J., Esposito G., et al. *Sphaerotilus natans*, a Neutrophilic Iron-Related Sheath-Forming Bacterium: Perspectives for Metal Remediation Strategies // Geomicrobiology. – 2013. – Т. 31, № 1. – С. 64-75.
146. Tei-kosuto, hai pafōmansu gijutsu ni yoru mizu shori kakumei = Innovative systems for waste water treatment through technologies with high performance and low costs. / Hori K. – Shohan. изд. – Tōkyō-to Bunkyo-kū: Koronasha, 2013. – х, 242 с.
147. Большой практикум по микробиологии /Селибер Г., 1962. – 490 с.
148. Биологические основы очистки воды. / Голубовская Т. А. – Москва: Высшая школа, 1978. – 264 с.
149. Шаяхметова Г. С. Роль железобактерий при очистке воды от марганца Патраковского водозабора Краснокамского района РБ // Башкирский хим. журнал. – 2007. – С. 126–130.
150. Kravchenko O. V. Development of methods for identification of microbial cultures that are able to oxidize iron and manganese compounds in natural waters. // Problemy Vodopostachannya, Vodovidvedennya ta Hidravliki. – 2014. – Т. 1. – С. 140-145.

151. Kvartenko O. M. Using Fixed Microflora for Cleaning Groundwater with High Iron Content // Iron & Manganese in Groundwater. – 1997. – T. 2, № 2. – C. 50.
152. Shi X., Avci R., Lewandowski Z. Electrochemistry of passive metals modified by manganese oxides deposited by *Leptothrix discophora*: two-step model verified by ToF-SIMS // Echnology & Engineering. – 2002. – T. 44, № 5. – C. 1027-1045.
153. Qin S., Ma F., Huang P., Yang J. Fe (II) and Mn (II) removal from drilled well water: a case study from a biological treatment unit in Harbin // Drinking Water Desalination. – 2009. – T. 2, № 6. – C. 183 – 193.
154. Dubinina G. A., Sorokina A. Yu., Mysyakin A.E., Grabovich M. Yu., Eprintsev A.T., Bukreeva V.Yu. Modelling and Optimization of Processes for Removal of Dissolved Heavy Metal Compounds from Drinking Water by Microbiological Methods // Water Resources. – 2012. – T. 39, № 4. – C. 398-404.
155. Ozone in water treatment--applications, operations, and technology. An AWWA technical resource book. / American Water Works Association. – Denver, CO: American Water Works Association, 1985. An AWWA technical resource book. – v, 276 c.
156. Handbook of ozone technology and applications. / Rice R. G., Netzer A. – Ann Arbor, Mich.: Ann Arbor Science, 1982. – v. 1-2 c.
157. Ozone in water treatment : application and engineering : cooperative research report. / Langlais B., Reckhow D. A., Brink D. R., AWWA Research Foundation., Compagnie générale des eaux (Paris France) – Chelsea, Mich.: Lewis Publishers, 1991. – xvii, 569 c.
158. Prokopov V. O. Drinking Water in Ukraine: Medico-Ecological and Sanitary-Hygienic Aspects // Hygienic and medical and biological aspects. – 2016. – T. 34(6). – C. 24.

159. Basaraba Y. B., Zasadnyi T.M. . Prospects for the use of zeolites of the axillary deposit for the purification of natural water // Biological Nitrification-Denitrification in The Drinking Water Treatment. – 2015. – T. 1. – C. 46-51.
160. Malovanii M. S., Martynyak O.V., Sakalova G.V., Chernomaz N., Sibirniy AV, Krehovetsky O.M. Study of ecological and technological aspects of purification of drinking water from ammonium ions by natural disperse sorbents // Ecol Industry. – 2011. – T. 1, № 4. – C. 47-51.
161. Sahli M. A. M., Tahaikt M., Achary I. . Technical optimisation of nitrate removal from ground water by electrodialysis using a pilot plant. // Purification Technology. – 2004. – T. 167, № 15. – C. 24-26.
162. Sharma S., Bhattacharya A. Drinking water contamination and treatment techniques // Safety of Technogenic and Natural Systems. – 2017. – T. 3. – C. 1043–1067.
163. Kurt M., Dunn I. J., Bourne J. R. Biological denitrification of drinking water using autotrophic organisms with H₂ in a fluidized-bed biofilm reactor // Biotechnol. – 1987. – T. 5, № 1. – C. 493–501.
164. Ovez B. Batch biological denitrification using *Arundo donax*, *Glycyrrhiza glabra*, and *Gracilaria verrucosa* as carbon source // Process Biochemistry. – 2006. – T. 41, № 1. – C. 1289–1295.
165. Chen D. Y. K., Wang H., Lv. . Nitrate removal from groundwater by hydrogen-fed autotrophic denitrification in a bio-ceramsite reactor // Water Science & Technology – 2014. – T. 69(12). – C. 2417–2422.
166. Qin W. Ammonium reduction kinetics in drinking water by newly isolated *Acinetobacter sp.* hitli 7 at low temperatures // Environmental Technology. – 2016. – T. 36 (19). – C. 11275–11282.
167. Lee C. O., Boe-Hansen R., Musovic S. Effects of dynamic operating conditions on nitrification in biological rapid sand filters for drinking water treatment // Water research. – 2014. – T. 64. – C. 226–236.

168. Wang H., Qu J. Combined bio electrochemical and sulfur autotrophic denitrification for drinking water treatment // Biological Nitrification-Denitrification in The Drinking Water Treatment Process. – 2003. – T. 3, № 3. – C. 3767–3775.
169. Belgiorno V., Meriç S., Della Rocca C. An heterotrophic/autotrophic denitrification (HAD) approach for nitrate removal from drinking water // Process BiochemI. – 2006. – T. 41, № 25. – C. 1022–1028.
170. Nitrate flux from ground to surface waters adjacent to the Neuse River Waste Water Treatment Plant. Report. / Showers W. J., Water Resources Research Institute of the University of North Carolina. – Raleigh, N.C.: Water Resources Research Institute of the University of North Carolina, 2006. – T. 351-A: Report. – 38 c.
171. Konstantinos A., Ioanna A., Athanasia G., Christos S., Stavros P., Dimitrios V. . Effect of C/N ratio and support material on heterotrophic denitrification of potable water in bio-filters using sugar as carbon source // Biotechnology. – 2016. – T. 34(6). – C. 62-73.
172. Wang J., Chu L. . Biological nitrate removal from water and wastewater by solid-phase denitrification process // Biological Nitrification-Denitrification in The Drinking Water Treatment –2016. – T. 12. – C. 1103–1112.
173. Abu Hasan H., Sheikh Abdullah S. R., Kamarudin S. K. Simultaneous NH_4^+ -N and Mn_2^+ removal from drinking water using a biological aerated filter system: effects of different aeration rates // Bioresource Technology –2013. – T. 17. – C. 547–556.
174. Zhang D. Y., Li W.G., Gong X.J., Wang P. Ammonium removal from drinking water by *Acinetobacter* sp. *sfa 10* at low temperature // Biological Nitrification-Denitrification in The Drinking Water Treatment. – 2016. – T. 10. – C. 736-745.
175. Zhang S., Sha C., Jiang W. . Ammonium removal at low temperature by a newly isolated heterotrophic nitrifying and aerobic denitrifying bacterium

Pseudomonas fluorescens wsw-1001 // Applied and environmental microbiology. – 2015. – T. 80(22), № 22. – C. 2488–2494.

176. Qin W., Zhang D. Ammonium reduction kinetics in drinking water by newly isolated *Acinetobacter* sp. hitli 7 at low temperatures // International Biodeterioration & Biodegradation. – 2016. – T. 57(24). – C. 325.

177. Feng P. H., Wei He, & Chao Chun Tang Purification Efficiency Study of Biological Treatment of Iron and Manganese for Groundwater // Biological filtration for sustainable treatment of groundwater –2012. – T. 36, № 2. – C. 383–386.

178. Nagymáté Z., Homonnay Z. G., Márialigeti K. Investigation of Archaeal and Bacterial community structure of five different small drinking waternetworks with special regard to the nitrifying microorganisms // Investigation of Archaeal and Bacterial. – 2016. – T. 188–189. – C. 80-89.

179. Capua F. D., Papirio S., Lens P. N. L., Esposito G. Chemolithotrophic denitrification in biofilm reactors // Chemical Engineering. – 2015. – T. 6, № 6. – C. 643–657.

180. Ravnjak M. Ž., Vrtovšek J., Pintar A. Denitrification of drinking water in a two-stage membrane bioreactor by using immobilized biomass // Bioresour Technol. – 2013. – T. 39(18). – C. 804–808.

181. Sahinkaya E., Kilic A. Heterotrophic and elemental-sulfur-based autotrophic denitrification processes for simultaneous nitrate and Cr(VI) reduction. // Water Research. – 2014. № 1. – C. 75-81.

182. Yan L., Da H, Zhang S, López V, Wang W. Bacterial magnetosome and its potential application // Microbiological Research. – 2017. – C. 15.

183. Gvozdyak P. I., Sapyra O.V. . Denitrification of Drinking Water By Using Probiotic Bacteria // Microbiology Biotechnology. – 2017. – T. 2, № 2. – C. 81–89.

184. Санитарная очистка городов от твердых бытовых отходов. / Александровская З. И., Кузьменкова А.М., Гуляев Н.Ф. – Медицина: Москва, 1977. – 320 с.
185. Гречко А. В., Денисов В.Ф., Федоров Л.А. Региональный характер проблемы твердых бытовых и промышленных отходов и ее решение пирометаллургическим методом // Анализ существующих методов и технологий утилизации. – 1977. – Т. 2, № 3. – С. 13-16.
186. Борисов Ю. А. Двухэтапный вывоз твердых бытовых отходов и оценка его экономической эффективности // Геоэкология. – 1982. – Т. 1, № 26. – С. 326.
187. Утилизация твердых отходов. Под ред. Вилсона Д. – Стройиздат, 1985. – 684 с.
188. Рудакова Л. В., Коротаев В.Н. Организация санитарной очистки населенных мест от твердых бытовых отходов // Коммунальная гигиена. – 1997. – Т. 12, № 2. – С. 93.
189. Твердые бытовые отходы: антропогенное звено биологического круговорота. / Витковская С. Е. – Улан-Удэ, 2011. – 132 с.
190. Стом Д. И., Казаринова Т.Ф., Титов И.Н. Дождевые черви в переработке отходов // Твёрдые бытовые отходы. – 2012. – Т. 3, № 2. – С. 18.
191. Гамзиков Г. П. Возможности использования нетрадиционных удобрений в сибирском земледелии // Достижения науки и техники АПК. – 2012. – Т. 3, № 3. – С. 9-12.
192. Шубов Л. Я., Федоров Л.Г. Аналитическая, эколого-экономическая и технологическая оценка промышленных методов переработки твердых бытовых отходов: Научно-экономические аспекты охраны окружающей среды // ВИНТИ. – 1998. – Т. 3. – С. 3.
193. Белюченко И. С. Отходы производства и потребления как основа сложных компостов // Перспективные направления переработки отходов. – 2015. – Т. 1, № 4. – С. 74-80.

194. Биотехнологические методы снижения эмиссий загрязняющих веществ от полигонов захоронения ТБО. / Рудакова Л. В., Коротаев В.Н. – Пермь, 2000. – 68 с.
195. Белюченко И. С. Использование отходов быта и производства для создания сложных компостов // Научный журнал КубГАУ. – 2014. – Т. 101(07). – С. 17-22.
196. Эскин Н. Б., Тугов А. Н., Хомутовский А. Н. Анализ различных технологий термической переработки твердых бытовых отходов // Энергетик. – 1994. – Т. 4. – С. 6-8
197. Городний Н. М., Морев, Ю.В. Вермикультура и ее использование // Сельское хозяйство Киргизии. – 1988. – Т. 1, № 1. – С. 5.
198. Leven L., Eriksson Anders R.B., Schnurer A. Влияние температуры на бактериальное и архейное сообщества в двух метаногенных биореакторах, обрабатывающих бытовые органические отходы // Экобиотехнологии переработки органических отходов –2007. – Т. 2, № 36. – С. 683-693.
199. Дождевые черви и почвообразование. / Чекановская О. В.: АН СССР, 1960. – 224 с.
200. Зражевский А. И. Дождевые черви как фактор плодородия лесных почв // Биологические науки. Экология. – 1957. – С. 140.
201. Морев Ю. Б. Дождевые черви, органическое удобрение «Биогумус» // Биология. – 1989. – Т. 29, № 2. – С. 11-16.
202. Жизнь в почве. Приспособления к жизни в почве и их значение в эволюции насекомых. / Гиляров М. С., Криволуцкий Д. А. – Москва, 1985. – 117- 123 с.
203. Кодонова О. П., Болотецкий Н.М., Правдухина О. Ю. О необходимости селекции навозного червя для вермикультивирования // Химия и технология воды. – 1994. – Т. 3, № 4. – С. 122.

204. Архипченко И. А., Орлова О.В. Оптимизация процесса компостирования и влияние биокомпостов на урожай // *Агрохимический вестник*. – 2001. – Т. 5. – С. 22-24.
205. Lavigne R. A. Compost Science and Land Utilization // *Artiola-Fortuny*. – 1979. – Т. 20, № 6. – С. 24.
206. Савельев А. Н. Разработка биореакторов вертикального типа для утилизации твердых отходов ЦБП методом вермикультивирования // *Цветные металлы*. – 1996. – Т. 4, № 1. – С. 99 - 103.
207. Разработка биофильтра для удаления газообразных дурнопахнущих примесей /Нурисламов Г. Р. – Гардарики, 1999. – 321 с.
208. Гомоницкая А., Сидоренко Т. Разработка способов получения биоудобрений из ТБО органического происхождения для озеленения городской среды // *Твердые бытовые отходы*. – 2015. – Т. 3, № 3. – С. 185-188.
209. Hand book of Solid Waste management /David G. – Van Nostrand Reinhold: New York, 1977. – 324 с.
210. Solid Wastes Management. / Mather J. D. – McGraw-Hill: New York, 1977. – 362 с.
211. Ham K. K. Waste Age // *History*. – 1979. – Т. 2, № 1. – С. 50.
212. Streams R. P. Solid Wastes Management // *Solid Waste Management Plan for Texas 1980-1986 - Texas Water*. – 1980. – Т. 5, № 2. – С. 56.
213. Campbell D. J. V. Wastes Management // *Hydrologic and geologic aspects of waste management and disposal*. – 1983. – Т. 1, № 22. – С. 594.
214. Fehlow J. What is actual status in development of waste combustion on the grate? // *Wastes treatment*, 1997. – С. 65.
215. Полигоны депонирования ТБО. / Вайсман Я. И., Петров В. Ю. – Москва: Стройиздат, 1996. – 130 с.
216. Гостищев Д. П., Казакова Л.Г. Ресурсосберегающие технологии в процессе утилизации ТБО и рекультивация нарушенных земель //

- Обоснование технологий утилизации бытовых отходов –2009. – Т. 9, № 16. – С. 467.
217. Рекомендация сбора и транспортировки отходов /Добросердова Е. А. – Москва, 1982. – 9 с.
218. Control of Pollution. / Tittlebaum M. E. – Japan, 1982. – 428 с.
219. Robert K., Morton A. Measurement and prediction of Landfill gas quality and quantity // UNITS OF MEASURE. – 1987. – Т. 2, № 5. – С. 254.
220. Mauro G., Dr. Lucia Dugnani Procedures and techniques for biogas purification // Cryogenic Distillation. – 1987. – Т. 1, № 1. – С. 589.
221. Christian W. H. Utilisation, Especialy optimization at small Landfills // Management of Low Levels of Landfill Gas. – 1987. – Т. 5, № 1. – С. 1-14.
222. Gamboni M., Pasqualini S., De Poli F. Economic aspects of biogas from landfill // Methane generation in landfills. – 1987. – Т. 3, № 2. – С. 123.
223. Jaureguizar J. U. Management aspects of biogas utilisation // Biogas handbook. – 1987. – Т. 1, № 1. – С. 547.
224. Pacey J. Landfill gas production past and future // Global Methane Initiative. – 1987. – Т. 2, № 1. – С. 147.
225. Dessaulx J. P. French experience in biogas utilisation // Biogas. – 1987. – Т. 4, № 4. – С. 412.
226. Рудакова Л. В. Тематический сборник «Свалки и полигоны» // Vermicomposting and Biological N-Fixation. – 1996 –С. 65-68.
227. Вайсман Я. И., Зайцева Т.А. Способ утилизации твердых промышленных отходов // Утилизация твердых отходов. – 1993. – Т. 9. – С. 124.
228. Шубов Л. Состояние отходов в мировой практике // Охрана окружающей среды. – 1997. – С. 2-15.
229. Стародворский И. А. Эколого-экономическое проявление свойств биологических остатков в составе бытовых отходов, относящихся к пищевым отходам и провоцирующих эпидемиологические очаги в зависимости от

- технологии их захоронения или утилизации // Экологический журнал. – 2004. – Т. 2, № 2. – С. 177-181.
230. Управление отходами. / Матросов А. С. – Изд-во стандартов, 1999. – 480 с.
231. Вайсман Я. И. Что делать с отходами? // Урбанистика. – 1998. – Т. 4, № 3. – С. 16.
232. Прокопов В. А., Толстопятова Г.В., Мактаз Э.Д. Пути решения проблемы очистки фильтрата свалки твердых отходов г.Киева // Химия и технология воды. – 1995. – Т. 2, № 2. – С. 17-19.
233. Проскуряков А. Ф. Методы обезвреживания свалочных грунтов, фильтрата, биогаза // Экологическая химия. – 1993. – Т. 2, № 5. – С. 125.
234. Вайсман Я. И., Петров В.Ю., Зайцева Т.А. Оценка качества фильтрата полигона ТБО г. Перми // Материалы Болгарско - Российской конф. – 1997. – С. 17-18.
235. Росляков П. В., Изюмов М.А., Кохненко В.А., Эскин Н.Б., Федоров Л.Г. О выборе оптимальной технологии термической переработки твердых бытовых отходов // Твердые бытовые отходы. – 1996. – С. 6-11.
236. Обезвреживание токсичных отходов. / Доусон Г., Мерсер Б. – Москва: Стройиздат, 1996. – 288 с.
237. Зайцева Т. А. Проблема обезвреживания фильтрационных вод полигонов твердых бытовых отходов (ТБО) // Свалка твердых бытовых отходов. – 1998. – Т. 2, № 6-7. – С. 41.
238. Marriott J. Solid Wastes // Solid Waste Data. – 1981. – Т. 3, № 253. – С. 513.
239. Mantell N. Y. Solid Wastes. Origin, collection, processing and disposal // Solid and Hazardous Waste Management. – 1975. – Т. 6. – С. 66.
240. Термические методы обезвреживания твердых бытовых отходов. / Беньямовский Д. Н. – Стройиздат: Москва, 1979. – 192 с.

241. Витковская С. Е. Агроэкологические основы использования биотермически переработанных твердых бытовых отходов для повышения плодородия кислых почв // Вестник Заполярья. – 2006. – Т. 4, № 44. – С. 47.
242. Krajcovicova J., Eschenroeder A.Q. Сравнение рисков для здоровья от сжигания домашних отходов в городах и селах Словакии // Проблемы утилизации бытовых отходов. – 2007. – Т. 90, № 512. – С. 6847-6853.
243. Jeris J. S., Regan R.W. Compost Sci // Controlling environmental parameters for optimum composting. – 1973. – Т. 2, № 3. – С. 8.
244. Valleni G., Pera A., De Bertoldi M. Waste Management Research // Garden waste dumping. – 1983. – Т. 3. – С. 157.
245. Bouche M. B. L'elevage du ver de terreau // Action de la faune sur les états de la matière. – 1987. – Т. 1, № 1. – С. 19 - 72.
246. Орлова О. В., Петухова Н.А., Архипченко И.А. Биоорганические добавки для ускорения созревания компоста из ТБО // Экология и жизнь. – 2008. № 7. – С. 38-40, 65.
247. Зоологическая характеристика компостов. / Чернова М. А. – Москва: Агро-промиздат, 1998. – 145 с.
248. Xi Beidou M. W., Liu Hongliang, Huang Guohe, Zeng Guangming, Wang Qi. Изменчивость комплекса инокуляции микробного сообщества на трех стадиях MSW процесса компостирования, контролируемого температурой // Искусство и наука компостирования. – 2003. – Т. 5. – С. 152-155.
249. Гарабаджиу А. В., Джамалова Г. А., Свирко Е. А., Джолдыбаева С. М. Изменчивость ксенобиотической активности и микробиоценоза в компостируемом композите "твердые бытовые отходы" // Современные проблемы науки и образования. – 2016. – Т. 3. – С. 399.
250. Белюченко И. С. Использование отходов быта и производства для создания сложных компостов с целью повышения плодородия почв // Экология. – 2012. – Т. 2, № 5. – С. 68-72, 183, 191.

251. Вайсман Я. И., Петров В.Ю. Компостирование твердых бытовых отходов // Новые технологии. – 1996. – Т. 3. – С. 100.
252. Бастратов А. И., Рыбалов Л. Б., Козлова А. А., Ушакова Н. А. Перспективы использования комбинированного компостирования для переработки твердых бытовых отходов // Экология Проблема загрязнения окружающей среды –2012. – Т. 7, № 7. – С. 47.
253. Луканин А. В. Получение компостов из коммунальных отходов // Твёрдые бытовые отходы. – 2012. – Т. 2, № 3. – С. 46, 47, 54.
254. Витковская С. Е., Дричко В.Ф. Распределение тяжелых металлов в системе компост из твердых бытовых отходов - раствор в зависимости от кислотности экстрагента // АГРОХИМИЯ. – 2008. № 3. – С. 77-84.
255. Вайсман Я. И., Зайцева Т.А. Удобрительный состав (компостирование отходов целлюлозно-бумажной промышленности) // Утилизация твердых отходов. – 1989 –Т. 3. – С. 147.
256. Heldal K., Wijnand E., Bergum M. Воздействие биоаэрозоля при работе с сортировкой бытовых отходов // Окружающая среда Земля. – 1997. – Т. 1, № 1. – С. 45-51.
257. Стрелковская Т. А. Определение токсичности бытовых несортированных отходов из жилищ от населения методом биотестирования // Отходы пестицидов и определение класса их опасности. – 2012. – Т. 2, № 22. – С. 25-27;283-284.
258. Ehrig H. Waste Management Res // Resources Policy. – 1983. – Т. 9, № 2. – С. 53.
259. Higgins A. J. Biocycle // Biodeteriorations. – 1983. – Т. 6, № 6. – С. 34.
260. Комплексная оценка эффективности использования отходов быта и производства в сельском хозяйстве. / Сюняев Н. К., Лазарев Н. Н., Сюняева О. И., Тютюнькова М. В.: РГАУ-МСХА, 2015. – 253 с.

261. Борисов Ю. А. Оптимизация размещения мусороперегрузочных станций при двухэтапном вывозе твердых бытовых отходов // Геоэкология. – 1982. – Т. 1, № 25. – С. 325.
262. Зайцева Т. А. Изучение возможности применения анаэробнойбиологической очистки для обезвреживания фильтрата полигона ТБО г. Перми // Энерго- и ресурсосбережение. – 1997. – Т. 5, № 6-9. – С. 145.
263. Могилевич Н. Ф. Новая концепция очистки воды: прямоточная биотехнология // Свалки и полигоны. – 1996. – Т. 1, № 1. – С. 245.
264. Зайцева Т. А. Подбор и апробация методов обезвреживания фильтрационных вод свалки ТБО г. Перми // Экология. – 1999. – Т. 6. – С. 147.
265. Прокопов В. А. Пути решения проблем очистки фильтрата свалки ТБО г. Киева // Химия и технология воды. – 1995. – Т. 14, № 1. – С. 463.
266. Биоконверсия органических отходов в биодинамическом хозяйстве. / Городний М., Мельник И. А., Повхан М. В. – Киев: Урожай, 1990. – 256 с.
267. Ведяшкин А. С., Ахмедова Н.Р. Биологическая очистка вод на свалке твердых бытовых отходов // Твердые бытовые отходы. – 2010. – Т. 4, № 46. – С. 60-64.
268. Инструкция по проектированию и эксплуатации полигонов для ТБО. / Драгинский И. И. – УТВЕРЖДЕНА Министерством строительства Российской Федерации: Москва, 1996. – 6 с.
269. Комплексная целевая программа «Отходы» Коми-Пермяцкого автономного округа. / Вайсман Я. И., Зайцева Т.А. – Гардарики, 1999. – 67 с.
270. Baccini P., Aragno M., Ham RK. Reactor and Final Storage Swiss Workshop on Land Disposal of Solid Wastes // Reactor and Final Storage Swiss Workshop on Land Disposal of Solid Wastes / Editor, 1988. – С. 201-253.
271. Шанина Е. В. Рекультивация полигона твердых бытовых отходов // Национальная безопасность и стратегическое планирование. – 2016. – Т. 2. – С. 99-102.

272. Челябинова Е. Ю., Курбатова А.И. Современные подходы к проектированию, эксплуатации и рекультивации полигонов твердых коммунальных отходов // Науки о земле. – 2018. – Т. 7 (73). – С. 35-38.
273. Elliot H. A. Land application of municipal sewage // Wastewater to Desert Ecosystems. – 1986. – Т. 2, № 2. – С. 5 -10.
274. Akesson M. Biogas generation in Landfills // ENVIRON EARTH SCI. – 1997. – Т. 1, № 2. – С. 23.
275. Трушин Б. В. Национальные особенности рекультивации полигонов захоронения ТБО // Спецэкология. – 2015. – Т. 12. – С. 100-104.
276. Куприенко П. С., Ашихмина Т.В., Овчинникова Т.В., Пинчук М.И. Рекультивация закрытых полигонов тбо. – 2016.
277. Лыков И. Н., Ильин В.К., Старкова Л.В., Сафонова С.А., Зякун А.М., Лауринавичус К.С., Волыхина Н.И., Тарасова Е.А. Бактериальная метангенерация и способы ее оптимизации // Экология и жизнь. – 2008. – Т. 2, № 2. – С. 50-57.
278. Никонова Т. С., Казаринова Т.Ф., Стом Д.И., Коряковцев А.А. Выделение и отбор термофильных штаммов микроорганизмов для ферментации твердых бытовых отходов // Сибирский экологический журнал. – 2004. № 2. – С. 161-166.
279. Четвериков С. П., Столярова Е. А., Султанов И. М., Рафикова Г. Ф., Логинов О. Н. . Микробная композиция для переработки органических отходов быта человека, животноводства и птицеводства // Биотехнология и микробиология. – 2017. – Т. 217. – С. 154.
280. Каллистова А. Ю., Ейнола Ю., Ножевникова А.Н. Количественная идентификация метанотрофных бактерий в покрывающей почве полигона захоронения твердых бытовых отходов методом флуоресцентной in situ гибридизации // Микробиология. – 2005. – Т. 2, № 56. – С. 34-35.
281. Infiltration and absorption os Water by domestic Wastes in Landfiles. / Blakey N. C. – UKAEA, 1982. – 412 с.

282. Подлипский И. И. Биоценоз свалочных грунтов Ленинградской области // – 2016. – С. 492-495.
283. Савельев А. Н. Разработка технологии биопрепаратов на основе ассоциации // Микробиология. – 2001. – Т. 73, № 5. – С. 94-96.
284. Chunping L., Guoxue L., Yuchun L., Yanfu L., Lingyang P. Нечетко-математически обоснованная оценка зрелости компоста из муниципальных твердых отходов в разных местах статического туннеля компостной установки в Нангоне // Компост. – 2007. – Т. 2, № 3. – С. 201-206.
285. Математические модели контроля загрязнений воды. / Джеймса А. – Москва: Мир, 1981. – 435 с.
286. Математическое моделирование в проблеме окружающей среды. / Марчук Г. И. – Москва, 1982. – 319 с.
287. Mathematical models in biological waste water treatment. Developments in environmental modelling. / Jørgensen S. E., Gromiec M. J. – Amsterdam ; New York: Elsevier, 1985. Developments in environmental modelling. – vi, 802 с.
288. В. К. О. Розробка методики ідентифікації культур мікроорганізмів, які здатні окислювати сполуки заліза та марганцю у природних водах // Проблеми водопостачання, водовідведення та гідравліки. Науково-технічний збірник. – 2014. – Т. 24. – С. 140 – 145.
289. Определитель бактерий Берджи. / Хоулта Д.: Мир, 1997. – 432 с.
290. Кравченко О. В. Роль мікроорганізмів при видаленні із води високих концентрацій заліза на фільтрах з цеолітовим завантаженням // Вісник Національного університету водного господарства та природокористування. Збірник наукових праць. Технічні науки. – 2015. – Т. 1 №69. – С. 58 – 65.
291. Кравченко О. В. Отримання високопродуктивних штамів мікроорганізмів для видалення із води сполук заліза та мангану // Комунальне господарство міст. Серія: Технічні науки та архітектура. – 2015. – Т. 123. – С. 85 – 91.

292. Кравченко О. В., Панченко О.С. Оцінка ефективності застосування завантажень при біотехнологічно інтенсифікованому процесі знезалізнення та демангації води на швидких фільтрах // Наукові вісті Національного технічного університету України «Київський політехнічний інститут». – 2017. – Т. 6. – С. 14 – 19.
293. Кравченко О. В. Оцінка ролі біологічних процесів у традиційних методах знезалізнення та демангації води // Вісник Національного університету «Львівська політехніка». Серія: Хімія, технологія речовин та їх застосування –2016. – Т. 1, № 841. – С. 20 – 25.
294. Кравченко О. В. Визначення технологічних режимів промивки завантаження фільтрів знезалізнення та демангації // Вісник Інженерної академії України. – 2015. – Т. 4. – С. 180 – 186.
295. Кравченко О. В., Кузьмінський Є.В., Панченко О.С. Методологічні підходи до біотехнології очищення питної води: методики виділення та ідентифікації залізо- та манганоокислюючих бактерій // «Стандартизація, сертифікація, якість». – 2018. – Т. 2. – С. 89-93.
296. Методы измерения массовой концентрации общего железа. / ГОСТ 4011-72 Г. – Государственный комитет стандартов, 1987. – 472 с.
297. Методы определения содержания марганца. / ГОСТ 4974-72: Государственный комитет стандартов, 1972.
298. Метод определения минеральных азотсодержащих веществ. / ГОСТ 4192-82 : Издательство стандартов, 1982.
299. Методичні рекомендації з визначення морфологічного складу твердих побутових відходів. Затверджено наказом Міністерства з питань житлово-комунального господарства від 16.02.2010 р. № 39
300. Унифицированные методы анализа. / Лурье Ю. Ю. – Москва, 1971. – 376 с.
301. Аналитическая химия промышленных сточных вод. Химия. / Лурье Ю. Ю. – Москва, 1984. Химия. – 448 с.

302. Статистическая обработка данных в учебно-исследовательских работах /Волкова П. А., Шипунов А.Б. : Форум– 96 с.
303. Carrette R., Bixio D, Thoeve C, Ockier P. Full-scale application of the IAWQ ASM No. 2d model // Water Sci Technol. – 2001. – Т. 44. – С. 17-24.
304. Кравченко О. В. Роль мікроорганізмів при видаленні із води високих концентрацій заліза на фільтрах з цеолітовим завантаженням // Вісник Національного університету водного господарства та природокористування. Збірник наукових праць. Технічні науки. – 2015. – Т. 1, № 69. – С. 102 – 103.
305. Дослідження видового складу мікроорганізмів, присутніх у завантаженні фільтру для деманганації води Збірник доповідей Міжнародного конгресу «ЕТЕВК-2015». / О. В. Кравченко, О. С. Панченко, О. В. Гуцол – Іллічівськ, 2015. Збірник доповідей Міжнародного конгресу «ЕТЕВК-2015». – 76-79 с.
306. Кравченко О. В. Дослідження біоценозів завантаження фільтрів знезалізнення та деманганації та методика заселення ними цеоліту // Східно-Європейський журнал передових технологій. – 2015. – Т. 5/6, № 77. – С. 39 – 42.
307. Кравченко А. В. Роль микроорганизмов в очистке воды от соединений железа и марганца в плотном слое сорбента-катализатора // Химия и технология воды. – 2016. – Т. 38, № 5. – С. 531-541.
308. Кравченко О. В. Дослідження співвідношення залізо- та манганокиснюючих бактерій у природних біоценозах та їх вплив на ефективність очищення води від цих елементів // Вісник Національного університету водного господарства та природокористування. Збірник наукових праць. Технічні науки. – 2015. – Т. 4, № 72. – С. 310-320.
309. Кравченко О. В. Використання мікроорганізмів як перспективний спосіб знезалізнення підземних вод // Наукові вісті. – 2015. – Т. 3. – С. 149.
310. Кравченко О. В. Розробка методу інокуляції залізо- та манганредуючих організмів з оцінкою ефективності подальшого видалення

цих забрудників // Вісник Одеської державної академії будівництва та архітектури. – 2015. – Т. 49. – С. 70 – 76.

311. Кравченко О. В. Застосування окисників для інтенсифікації біологічної складової процесів знезалізнення і деманганації води // Наукові вісті Національного технічного університету України «Київський політехнічний інститут» – 2016. – Т. 3. – С. 42 – 47.

312. Кравченко О. В., Панченко О.С. Вплив окисників на протікання процесів фільтрування підземної води із значним вмістом сполук заліза // Збірник доповідей Міжнародного конгресу «ЕТЕВК-2015». – 2015. – С. 38-44.

313. Кравченко А. В. Оценка физико-химических и биологических процессов при обезжелезивании и демангации воды на фильтрах с цеолитовой загрузкой // Научные вести. – 2017. – Т. 6. – С. 76-81.

314. Кравченко О. В. Вплив озону і перекису водню на інтенсифікацію біологічної та фізико-хімічної складових процесу знезалізнення та деманганації води // Наукові вісті. – 2016. – Т. 2. – С. 7 – 14.

315. Горобець С. В. Біоінформаційне виявлення продуцентів магнітних наночастинок серед залізо- та манганоокисних бактерій // Наукова періодика України. – 2018. – Т. 3. – С. 27–35.

316. Hallberg R., Ferris F. Biomineralization by *Gallionella* // Geomicrobiology. – 2004. – Т. 21, № 5. – С. 325-330.

317. Suzuki T., Hashimoto H., Matsumoto N., Furutani M., Kunoh H., Takada J. Nanometer-Scale Visualization and Structural Analysis of the Inorganic/Organic Hybrid Structure of *Gallionella ferruginea* Twisted Stalks // Ehrlich's Geomicrobiology. – 2011. – Т. 5, № 77. – С. 2877-2881.

318. Demonstration of Aquafix and SAPS passive mine water treatment technologies at the Summitville Mine site. Innovative technology evaluation report. / National Risk Management Research Laboratory (U.S.), Superfund Innovative Technology Evaluation Program (U.S.) – Cincinnati, Ohio: National Risk Management Research Laboratory, Office of Research and Development,

- U.S. Environmental Protection Agency, 2004. Innovative technology evaluation report. – 452 с.
319. Keim C., Nalini H., de Lena J. Manganese Oxide Biominerals from Freshwater Environments in Quadrilatero Ferrifero // *Minerals*. – 2014. – Т. 6(2). – С. 549-559.
320. Park S., Kim D., Lee J., Hur H. *Sphaerotilus natans* encrusted with nanoball-shaped Fe(III) oxide minerals formed by nitrate-reducing mixotrophic Fe(II) oxidation // *Materials Chemistry*. – 2014. – Т. 3, № 3 (33). – С. 16978-16987.
321. Кравченко О. В., Панченко О.С., Мотроненко В.В. , Смілянець Є. Я. Біологічна нітрифікація-денітрифікація у процесі підготовки питної води: сучасний стан і основні біологічні агенти // *Innovative Biosystems and Bioengineering*. – 2018. – Т. 2, № 1. – С. 64-70.
322. Culligan technical guide and instructions. 2016. – 342 с.
323. Кравченко О. В., О.С. Панченко Сучасні технології видалення амонію з питної води // *Збірник доповідей Міжнародного конгресу «ЕТЕВК-2017»*. – 2017. – С. 82-85.
324. Кравченко О. В., Галкін А.Ю., Панченко О.С. Вплив аерації на склад біоценозу та ефективність видалення нітрогенвмісних сполук на швидких фільтрах підготовки питної води // *Наукова періодика України*. – 2018. – Т. 2. – С. 15 – 22.
325. Кравченко О. В., Сатін І.В., Шевченко Л.В., Панченко О.С. Вплив морфологічного складу твердих побутових відходів на видову структуру мікробіоценозів, що формуються в тілах полігонів // *Innovative Biosystems and Bioengineering*. – 2018. – Т. 2, № 3. – С. 203-209.
326. Apple. Framework Dispatch. Apple Development Documentation. – 2018. – URL: <https://developer.apple.com/documentation/dispatch>.
327. Акулов И. Самоучитель Swift на русском языке. Изучение GCD. – 2018. – URL: <http://swiftbook.ru/>.

328. ДСТУ ІЕС/ISO 31010:2013. Керування ризиком. Методи загального оцінювання ризиків: Національний стандарт України. , 2013. – 52 с.
329. Кавун В. А. Міжнародні стандарти управління проектними ризиками // Сучасні підходи до управління підприємством: зб. тез доп. VIII Всеукраїнської наук.-практ. конф. – 2017. – С. 16-17.
330. Managing risks of hazardous chemicals in the workplace. Code of practice.: Safework Australia, 2012. – ii, 90 с.

Додаток А

Список публікацій здобувача

1. Розробка методики ідентифікації культур мікроорганізмів, які здатні окислювати сполуки заліза та мангану у природних водах / О.В. Кравченко. *Проблеми водопостачання, водовідведення та гідравліки. Науково-технічний збірник*. Випуск 24. – Київ : КНУБА, 2014. – 296 с. – С. 140 – 145.
2. Роль мікроорганізмів при видаленні із води високих концентрацій заліза на фільтрах з цеолітовим завантаженням / О.В. Кравченко. *Вісник Національного університету водного господарства та природокористування. Збірник наукових праць. Технічні науки*. – 2015. – № 1 (69) – С. 58 – 65.
3. Дослідження біоценозів завантаження фільтрів знезалізнення та деманганації та методика заселення ними цеоліту / О.В. Кравченко. *Східно-Європейський журнал передових технологій*. – 2015. – № 5/6 (77) – С. 39 – 42. DOI: 10.15587/1729-4061.2015.51056.
4. Отримання високопродуктивних штамів мікроорганізмів для видалення із води сполук заліза та мангану / О.В. Кравченко. *Комунальне господарство міст. Серія: Технічні науки та архітектура*. – 2015. - № 123. – С. 85 – 91.
5. Розробка методу інокуляції залізо- та манганредуючих організмів з оцінкою ефективності подальшого видалення цих забрудників / О.В. Кравченко. *Вісник Одеської державної академії будівництва та архітектури*. – 2015. - № 59. – С. 70 – 76.
6. Дослідження співвідношення залізо- та манганоокислюючих бактерій у природних біоценозах та їх вплив на ефективність очищення води від цих елементів / О.В. Кравченко. *Вісник Національного університету водного господарства та природокористування. Збірник наукових праць. Технічні науки*. – 2015. – № 4 (72) – С. 310-320.
7. Визначення технологічних режимів промивки завантаження фільтрів знезалізнення та деманганації / О.В. Кравченко. *Вісник Інженерної академії України*. – 2015. – № 4 – С. 180 – 186.

8. Role of Biological Processes during Manganese Removal from Underground Water / O. Kravchenko. *«EUREKA: Physical Sciences and Engineering»*. – 2016. – № 1 – С. 61 – 66.
9. Оцінка ролі біологічних процесів у традиційних методах знезалізнення та деманганації води / О.В. Кравченко, О.С. Панченко, О.В. Кравченко. *Вісник Національного університету «Львівська політехніка». Серія: Хімія, технологія речовин та їх застосування* – 2016. - № 841. – С. 20 – 25.
10. Вплив озону і перекису водню на інтенсифікацію біологічної та фізико-хімічної складових процесу знезалізнення та деманганації води / О.В. Кравченко. *Наукові вісті Національного технічного університету України «Київський політехнічний інститут»* – 2016. - № 6 (110). – С. 7 – 14.
11. Роль микроорганизмов в очистке воды от соединений железа и марганца в плотном слое сорбента-катализатора [Текст] / А. В. Кравченко, Н. Н. Чернова, Е. С. Панченко и др. *Химия и технология воды*. — 2016. — Т. 38, № 5 (253). — С. 531-541.
12. Застосування окисників для інтенсифікації біологічної складової процесів знезалізнення і деманганації води / О.В. Кравченко. *Наукові вісті Національного технічного університету України «Київський політехнічний інститут»* – 2016. - № 3. – С. 42 – 47.
13. Біотехнологічні підходи для інтенсифікації видалення амонію при підготовці питної води/ О.В. Кравченко, О.С. Панченко. *Наукові вісті Національного технічного університету України «Київський політехнічний інститут»*. – 2017. - № 3 (110). – С. 34 – 40.
14. Оцінка ефективності застосування завантажень при біотехнологічно інтенсифікованому процесі знезалізнення та демангації води на швидких фільтрах / О.В. Кравченко, О.С. Панченко. *Наукові вісті Національного технічного університету України «Київський політехнічний інститут»*. – 2017. – № 6 – С. 14 – 19.

15. Біоінформаційне виявлення продуцентів магнітних наночастинок серед залізо- та манганоокисних бактерій / С.В. Горобець, О.В. Кравченко, М.О. Булаєвська, О.С. Панченко. *Innovative Biosystems and Bioengineering*, 2018, vol. 2, no. 2, С. 27–35, doi: 10.20535/ibb.2018.2.2.124256.
16. Біологічна нітрифікація-денітрифікація у процесі підготовки питної води: сучасний стан і основні біологічні агенти / О.В. Кравченко, О.С. Панченко, В.В. Мотроненко, Є. Смілянець. *Innovative Biosystems and Bioengineering*. 2018. vol. 2, no. 1, С. 64-70.
17. Вплив аерації на склад біоценозу та ефективність видалення нітрогенвмісних сполук на швидких фільтрах підготовки питної води / О.В. Кравченко, А.Ю. Галкін, О.С. Панченко. *Наукові вісті Національного технічного університету України «Київський політехнічний інститут»*. – 2018. – № 3 – С. 15 – 22.
18. Методологічні підходи до біотехнології очищення питної води: методики виділення та ідентифікації залізо- та манганоокиснюючих бактерій / О.В. Кравченко, Є.В. Кузьмінський, О.С. Панченко. *«Стандартизація, сертифікація, якість»* - 2018. № 2. – С. 89-93.
19. Isolation of pure cultures iron- and manganese-oxidizing bacteria from rapid filters / O. Kravchenko, O. Panchenko. *Biotechnologia Acta*. – 2018. – Т. 11, № 2 – С. 78-82. DOI: 10.15407/biotech11.03.078.
20. Вплив морфологічного складу твердих побутових відходів на видову структуру мікробіоценозів, що формуються в тілах полігонів / О.В. Кравченко, І.В. Сатін, Л.В. Шевченко, О.С. Панченко. *Innovative Biosystems and Bioengineering*, 2018, vol. 2, no. 3, С. 203-209.
21. Кравченко О.В., Панченко О.С. МПК (2006.01) C02F 1/64. Спосіб знезалізнення та деманганації води: пат. 125641 Україна, № u 2018 02369; заявл. 12.03.2018; опубл. 10.05.2018, Бюл. №9.
22. Кравченко О.В., Гуцол О.В., Клечак І.Р., Панченко О.С. Використання мікроорганізмів як перспективний спосіб знезалізнення підземних вод. *«Біотехнологія ХХІ століття»*: Тези доповідей ІХ Всеукраїнської науково-

практичної конференції / Національний технічний університет «Київський політехнічний інститут». – Київ, 2015. – С. 149.

23. Кравченко О.В., Панченко О.В. Вплив окисників на протікання процесів фільтрування підземної води із значним вмістом сполук заліза / Кравченко, О. С. // Збірник доповідей Міжнародного конгресу «ЕТЕВК-2015», м. Іллічівськ, 8-12 черв. 2015. - С. 38-44.
24. Кравченко О.В. Дослідження видового складу мікроорганізмів, присутніх у завантаженні фільтру для деманганзації води / О.В. Кравченко, О. С. Панченко, О. В. Гуцол // Збірник доповідей Міжнародного конгресу «ЕТЕВК-2015», м. Іллічівськ, 8-12 черв. 2015. - С. 76-79.
25. Кравченко А.В. Оценка физико-химических и биологических процессов при обезжелезивании и деманганации воды на фильтрах с цеолитовой загрузкой / А. В. Кравченко, Е.С. Панченко // Збірник доповідей Міжнародного конгресу «ЕТЕВК-2017», м. Чорноморськ, 12-16 черв. 2017. - С. 76-81.
26. Кравченко О.В. Сучасні технології видалення амонію з питної води / О.В. Кравченко, О.С. Панченко // Збірник доповідей Міжнародного конгресу «ЕТЕВК-2017», м. Чорноморськ, 12-16 черв. 2017. - С. 82-85.
27. Гуцол О.В. Озонування з подальшим фільтруванням на цеолітових фільтрах як спосіб видалення заліза і марганцю з підземних вод / О. В. Гуцол, О.В. Кравченко, О.С. Панченко // «Біотехнологія ХХІ століття»: Тези доповідей ХІ Всеукраїнської науково-практичної конференції / Національний технічний університет «Київський політехнічний інститут». - Київ, 21 квітня 2017. - с 112.
28. Кравченко О.В. Розробка ефективної біотехнології для видалення азотвмісних речовин з питної води / О.В. Кравченко, О.С. Панченко, Є.Я. Смілянець // Матеріали Міжнародної науково-практичної конференції «Природа для води», м. Київ, 22 березня 2018. - С. 146-147.

29. Хоружий В. П. Навчальний посібник: «Експлуатація систем водопостачання та водовідведення / В. П. Хоружий, О. В. Кравченко. – Київ: КНУБА, 2018. – 203 с. – (КНУБА).

Додаток Б**Акти впровадження технологічних рішень, запропонованих в роботі**